

**UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS  
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL  
NÍVEL MESTRADO**

**RAFAEL DE FREITAS OLIVEIRA**

**SISTEMA À VÁCUO PARA REDUÇÃO DA CARGA ORGÂNICA E DE  
NUTRIENTES EM ESGOTO SANITÁRIO**

**São Leopoldo**

**2023**

RAFAEL DE FREITAS OLIVEIRA

**SISTEMA À VÁCUO PARA REDUÇÃO DA CARGA ORGÂNICA E DE  
NUTRIENTES EM ESGOTO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS).

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Oliveira Caetano

São Leopoldo

2023

O48s Oliveira, Rafael de Freitas

Sistema a vácuo para redução da carga orgânica e de nutrientes em esgoto sanitário. / Rafael de Freitas Oliveira.  
– 2023.

125 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2023.

“Orientador: Prof. Dr. Marcelo Oliveira Caetano”

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
(Bibliotecária: Silvana Dornelles Studzinski – CRB 10/2524)

RAFAEL DE FREITAS OLIVEIRA

**SISTEMA À VÁCUO PARA REDUÇÃO DA CARGA ORGÂNICA E DE  
NUTRIENTES EM ESGOTO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS).

Aprovado em 27 de março de 2023.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Profa. Dra. Luciana Paulo Gomes – Universidade do Vale do Rio dos Sinos

---

Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz – Universidade Federal da Bahia

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de agradecer a todos que de alguma forma colaboraram com a realização deste trabalho.

À minha esposa Jéssica, pessoa com quem amo partilhar a vida. Obrigado pelo carinho, a paciência e por sua capacidade de me trazer paz na correria do dia a dia.

À família, por compreender a importância deste trabalho e perdoar as ausências durante esse período.

À UNISINOS, pelo incentivo à pesquisa e as atividades de ensino junto ao Laboratório de Saneamento Ambiental.

Aos colegas do Grupo de Pesquisa Saneamento Ambiental, pela parceria durante essa caminhada.

As bolsistas de Iniciação Científica Victória Farias Groth e Stephanie Wink, que me ajudaram na realização das coletas e ensaios.

Aos professores do PPGEC, pelos ensinamentos e ajudas prestadas.

A professora Luciana Paulo Gomes e ao professor Luciano Matos Queiroz, presentes nas bancas de qualificação e defesa final, agradeço as contribuições e apontamentos.

Ao professor Marcelo Oliveira Caetano, meu orientador há mais de seis anos, agradeço por me proporcionar a experiência de vivenciar o mestrado, por me introduzir em um grupo de pesquisa, pela orientação, dedicação, atenção e incentivo, que tornaram possível a conclusão deste trabalho. Sua capacidade de julgar-nos mais capazes do que acreditamos ser, muitas vezes, é o que nos torna capazes. Você é daquelas pessoas que nos trazem autoconfiança. Obrigado por tudo!

“Suba o primeiro degrau com fé. Não é necessário que você veja toda a escada. Apenas dê o primeiro passo”.

Martin Luther King

## RESUMO

A utilização da tecnologia à vácuo, aplicada à área de esgotos sanitários e efluentes, está associada a estudos das propriedades de compactação e assentamento de lodos e processos de desgaseificação e/ou remoção de gases e/ou determinação da quantidade/qualidade dos gases gerados em processos de tratamento aeróbio e anaeróbios. Entretanto, há necessidade de estudos específicos sobre o efeito da aplicação do vácuo sobre os processos biológicos de tratamento e sua relação com as melhorias da qualidade do efluente tratado. A partir disso, esta pesquisa teve como objetivo analisar a influência do vácuo na redução da carga orgânica e de nutrientes no tratamento de esgoto sanitário bruto. A pesquisa iniciou com o estudo e desenvolvimento de uma câmara de vácuo em escala de bancada para a operação do sistema e análise das configurações experimentais adotadas através da fundamentação teórica e testes preliminares. A metodologia baseou-se na realização de doze sequências experimentais (em função das variáveis de temperatura e pH) em duas variações de vácuo (40 kPa e 80 kPa) sob duas variações de tempo de exposição ao vácuo (30 e 60 minutos). As amostras foram analisadas em relação ao potencial de remoção da carga orgânica (DBO, DQO e SST) e remoção de nutrientes (NA, NTK e P). Os resultados obtidos sugerem que o vácuo possui influência na redução da carga orgânica e de nutrientes no esgoto sanitário bruto. Em relação à análise da eficiência quanto à remoção da carga orgânica, as reduções de DBO, DQO e SST variaram de inexistente a 36,9%, de 9,3% a 32,1% e de 6,9% a 52,4%, respectivamente. Em relação às análises quanto à eficiência na redução de NA, NTK e P, as remoções variaram de 3,9% a 14,1%, 4,1% a 12,9% e de 12,2% a 31%, respectivamente. Para as análises de DBO, DQO e SST, as melhores condições de operação foram VAT30 (vácuo de 40 kPa, período de 30 minutos e temperatura de 40°C), VA60 (vácuo de 40 kPa pelo período de 60 minutos) e VBP30 (vácuo de 80 kPa, período de 30 minutos e alteração do pH), respectivamente. Para as análises de NA, NTK e P, as melhores condições de operação foram VB30 (vácuo de 80 kPa pelo período de 30 minutos), VB60 (vácuo de 80 kPa pelo período de 60 minutos) e VAP60 (vácuo de 40 kPa, período de 60 minutos e alteração do pH), respectivamente.

**Palavras-chave:** Câmara de vácuo; Desgaseificação; Esgoto sanitário; Carga orgânica; Nutrientes.

## ABSTRACT

The use of vacuum technology, applied to the area of sanitary sewage and effluents, is associated with studies of the properties of compaction and settlement of sludge and processes of degassing and/or removal of gases and/or determination of the quantity/quality of gases generated in aerobic and anaerobic treatment processes. However, there is a need for specific studies on the effect of vacuum application on biological treatment processes and their relationship with improvements in the quality of the treated effluent. From this, this research aimed to analyze the influence of the vacuum in the reduction of the organic load and of nutrients in the treatment of raw sanitary sewage. The research began with the study and development of a bench-scale vacuum chamber for system operation and analysis of the experimental configurations adopted through theoretical foundations and preliminary tests. The methodology was based on carrying out three experimental sequences (depending on temperature and pH variables) in two vacuum variations (40 kPa and 80 kPa) under two variations of vacuum exposure time (30 and 60 minutes). The samples were analyzed for potential organic load removal (BOD, COD and TSS) and nutrient removal (NA, NTK and P). The obtained results suggest that the vacuum has influence in the reduction of the organic load and of nutrients in the raw sewage. Regarding the efficiency analysis regarding the removal of organic load, the reductions in BOD, COD and TSS ranged from non-existent to 36.9%, from 9.3% to 32.1% and from 6.9% to 52.4 %, respectively. Regarding the analyzes regarding the efficiency in the reduction of NA, NTK and P, the removals ranged from 3.9% to 14.1%, 4.1% to 12.9% and from 12.2% to 31%, respectively. For BOD, COD and TSS analyses, the best operating conditions were VAT30 (vacuum of 40 kPa, period of 30 minutes and temperature of 40°C), VA60 (vacuum of 40 kPa for period of 60 minutes) and VBP30 (vacuum of 80 kPa, period of 30 minutes and pH change), respectively. For NA, NTK and P analyses, the best operating conditions were VB30 (80 kPa vacuum for 30 minutes), VB60 (80 kPa vacuum for 60 minutes) and VAP60 (40 kPa vacuum, period 60 minutes and pH change), respectively.

**Key-words:** Vacuum chamber; Degassing; Sanitary sewage; Organic load; Nutrients.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Subdivisões e transformações da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada. ....	22
Figura 2 – Destino da DQO biodegradável no processamento anaeróbio de sólidos de esgoto.....	26
Figura 3 – Transformações de nitrogênio em processos de tratamento biológico. ...	35
Figura 4 – Tipos de processos de desnitrificação e os reatores utilizados na implementação: (a) efetuado por substrato (desnitrificação pré-anóxica) e (b) efetuado por meio da respiração endógena (desnitrificação pós-anóxica). ....	36
Figura 5 – Pressão de vapor de líquidos: a) volume preenchido com líquido; b) líquido em equilíbrio com vapor saturado; c) volume preenchido com vapor saturado; d) vapor não saturado ou superaquecido.....	51
Figura 6 – Esquema de instalação e funcionamento do processo de desgaseificação a vácuo de lodos ativados.....	54
Figura 7 – Configuração experimental e programação de ciclos do estudo de Gnida e Skonieczna (2021). ....	57
Figura 8 – Fluxograma da câmara de dessorção a vácuo – sistema piloto com reator DiMeR. ....	60
Figura 9 – Etapas da metodologia da pesquisa. ....	63
Figura 10 – Projeto da câmara de vácuo. ....	65
Figura 11 – Sistema experimental e seus componentes.....	66
Figura 12 – Controle do vácuo. ....	68
Figura 13 – Metodologia para obtenção da temperatura de 40°C.....	68
Figura 14 – Configurações experimentais.....	70
Figura 15 – Ponto de coleta das amostras de esgoto sanitário bruto.....	73
Figura 16 – Armazenamento e preservação das amostras.....	76
Figura 17 – Análises estatísticas aplicadas no estudo.....	79
Figura 18 – Análise de conglomerados das médias e as medianas dos valores das variações (%) de DBO, DQO, SST, NA, NTK e P. ....	109
Figura 19 – Análise discriminante de Fisher com base nos valores das variações (%) de DBO, DQO, SST, NA, NTK e P.....	110
Figura 20 – Variações dos testes preliminares realizados. ....	123

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Média de desvio padrão da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio). ...	83
Gráfico 2 - Média de desvio padrão da DQO (Demanda Química de Oxigênio). .....	88
Gráfico 3 - Média de desvio padrão de SST (Sólidos Suspensos Totais). .....	92
Gráfico 4 – Média de desvio padrão de NA (Nitrogênio Amoniacal). .....	96
Gráfico 5 – Média de desvio padrão de NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl). .....	100
Gráfico 6 – Média de desvio padrão do P (Fósforo).....	104
Gráfico 7 – Média de desvio padrão do pH. ....	108

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Pesquisas relacionadas à tecnologia do vácuo no tratamento de esgotos sanitários.....	62
Quadro 2 – Análises físico-químicas e métodos de análise.....	72
Quadro 3 – Cronograma de coletas e amostragens.....	74
Quadro 4 – Condições de preservação e armazenamento das amostras.....	75

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores típicos de parâmetros de carga orgânica (mg/L) no esgoto. ....	20
Tabela 2 – Concentrações médias de efluentes e eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse nos esgotos sanitários.....	28
Tabela 3 – Eficiência da remoção do nitrogênio.....	34
Tabela 4 – Capacidade de diversas tecnologias de tratamento em atingir consistentemente os níveis indicados de qualidade do efluente em termos de Amônia e N total.....	38
Tabela 5 – Incerteza dos parâmetros analisados em laboratório externo. ....	77
Tabela 6 – Análises da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio).....	81
Tabela 7 – Avaliação estatística da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio).....	82
Tabela 8 – Análises da DQO (Demanda Química de Oxigênio).....	86
Tabela 9 – Avaliação estatística da DQO (Demanda Química de Oxigênio). ....	87
Tabela 10 – Análises de SST (Sólidos Suspensos Totais).....	90
Tabela 11 – Avaliação estatística de SST (Sólidos Suspensos Totais). ....	91
Tabela 12 – Análises de NA (Nitrogênio Amoniacal).....	94
Tabela 13 – Avaliação estatística de NA (Nitrogênio Amoniacal).....	95
Tabela 14 – Análises de NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl). ....	98
Tabela 15 – Avaliação estatística de NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl). ....	99
Tabela 16 – Análises de P (Fósforo). ....	102
Tabela 17 – Avaliação estatística do P (Fósforo). ....	103
Tabela 18 – Análises do pH. ....	106
Tabela 19 – Avaliação estatística do pH. ....	107
Tabela 20 – Resumo das melhores condições para cada parâmetro analisado. ....	108
Tabela 21 – Dados obtidos nos testes preliminares.....	124

## LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ADP	Adenosina Difosfato
AMP	Monofosfato de Adenosina
ATP	Adenosina Trifosfato
BPR	Remoção Biológica de Fósforo
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EBPR	Remoção Biológica Aprimorada de Fósforo
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
GEE	Gases de Efeito Estufa
NBR	Normas Brasileiras de Regulação
OD	Oxigênio Dissolvido
ONU	Organização das Nações Unidas
VA30	Esgoto bruto submetido ao vácuo de 40 kPa pelo período de 30 minutos
VA60	Esgoto bruto submetido ao vácuo de 40 kPa pelo período de 60 minutos
VAP30	Esgoto bruto submetido ao vácuo de 40 kPa pelo período de 30 minutos com alteração do pH (>9,5)
VAP60	Esgoto bruto submetido ao vácuo de 40 kPa pelo período de 60 minutos com alteração do pH (>9,5)
VAT30	Esgoto bruto submetido ao vácuo de 40 kPa pelo período de 30 minutos a uma temperatura de 40°C
VAT60	Esgoto bruto submetido ao vácuo de 40 kPa pelo período de 60 minutos a uma temperatura de 40°C
VB30	Esgoto bruto submetido ao vácuo de 80 kPa pelo período de 30 minutos
VB60	Esgoto bruto submetido ao vácuo de 80 kPa pelo período de 60 minutos

	minutos
VBP30	Esgoto bruto submetido ao vácuo de 80 kPa pelo período de 30 minutos com alteração do pH (>9,5)
VBP60	Esgoto bruto submetido ao vácuo de 80 kPa pelo período de 60 minutos com alteração do pH (>9,5)
VBT30	Esgoto bruto submetido ao vácuo de 80 kPa pelo período de 30 minutos a uma temperatura de 40°C
VBT60	Esgoto bruto submetido ao vácuo de 80 kPa pelo período de 60 minutos a uma temperatura de 40°C

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>15</b>
1.1 OBJETIVOS .....	17
1.1.1 Objetivo geral .....	17
1.1.2 Objetivos específicos.....	17
<b>2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	<b>19</b>
2.1 PROCESSO E GRAU DE TRATAMENTO DO ESGOTO SANITÁRIO .....	19
<b>2.1.1 Remoção da matéria orgânica</b> .....	<b>21</b>
2.1.1.1 Processos aeróbios para remoção de matéria orgânica .....	23
2.1.1.2 Processos anaeróbios para remoção de matéria orgânica .....	24
<b>2.1.2 Remoção de nutrientes</b> .....	<b>30</b>
2.1.2.1 Processos biológicos para remoção de nitrogênio .....	30
2.1.2.1.1 Fatores que influenciam a nitrificação e desnitrificação .....	38
2.1.2.2 Processos biológicos para remoção de fósforo .....	40
2.1.2.3 Remoção físico-química de nitrogênio e fósforo .....	41
2.2 ASPECTOS TEÓRICOS DA TRANSFERÊNCIA DE MASSAS ENTRE FASES LÍQUIDA E GASOSA .....	43
<b>2.2.1 Lei de Henry</b> .....	<b>44</b>
<b>2.2.2 Teoria dos dois filmes</b> .....	<b>45</b>
2.3 ASPECTOS TEÓRICOS DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO VÁCUO .....	46
2.4 A UTILIZAÇÃO DO VÁCUO NOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO .....	51
<b>2.4.1 Sistemas aeróbios</b> .....	<b>53</b>
<b>2.4.2 Sistemas anaeróbios</b> .....	<b>58</b>
<b>2.4.3 Configurações de diferentes processos e pesquisas com a utilização da tecnologia do vácuo no tratamento de esgoto sanitário</b> .....	<b>61</b>
<b>3 METODOLOGIA</b> .....	<b>63</b>
3.1 SISTEMA EXPERIMENTAL .....	64
3.2 GRUPOS E OPERAÇÕES EXPERIMENTAIS .....	66
<b>3.2.1 Determinação do tamanho amostral</b> .....	<b>70</b>
3.3 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL .....	71
<b>3.3.1 Coleta, acondicionamento e preparo das amostras</b> .....	<b>73</b>
<b>3.3.2 Avaliação quanto à remoção de matéria orgânica</b> .....	<b>76</b>

3.3.3 Avaliação quanto à remoção de nutrientes .....	77
3.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	77
<b>4 ANÁLISE DOS RESULTADOS .....</b>	<b>80</b>
4.1 REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA .....	80
4.1.1 Análises da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) .....	80
4.1.2 Análises da Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....	85
4.1.3 Análises de Sólidos Suspensos Totais (SST).....	89
4.2 REMOÇÃO DE NUTRIENTES .....	93
4.2.1 Análises de Nitrogênio Amoniacal (NA) .....	93
4.2.2 Análises de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) .....	97
4.2.3 Análises de Fósforo (P) .....	101
4.3 MONITORAMENTO DO PH DO SISTEMA.....	105
4.4 ANÁLISES GERAIS .....	108
<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>112</b>
5.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS .....	114
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>116</b>
<b>APÊNDICE A – TESTES PRELIMINARES.....</b>	<b>122</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A pressão é um parâmetro importante que pode influenciar profundamente o crescimento e a proliferação celular. A vida na Terra é sustentada por condições de pressão de 31 kPa (topo do Monte Everest) até 101,3 kPa ao nível do mar e  $1,1 \times 10^5$  kPa na Fossa das Marianas, o ponto mais profundo dos oceanos. Provavelmente, essa é a razão pela qual o efeito da pressão em sistemas vivos e biomoléculas têm sido intensamente estudados, principalmente no que diz respeito a pressões acima do valor atmosférico (pressão atmosférica) (GNIDA, 2020).

A pressão do ar diminui exponencialmente quanto mais alto acima do nível do mar, e a maior parte da vida terrestre é mantida sob condições de pressão atmosférica próximas aos valores ao nível do mar. O vácuo é representado pela pressão abaixo da pressão atmosférica. O propósito principal da realização do vácuo é alterar a atmosfera de um recipiente. Essa alteração da atmosfera ocorre, na maioria das vezes, provocando a alteração de dois aspectos simultaneamente: a pressão e a composição gasosa. A tecnologia do vácuo é utilizada em uma variedade de aplicações na indústria, na tecnologia e na ciência. Na indústria alimentícia, por exemplo, o vácuo é usado para embalar, a fim de evitar que os alimentos estraguem e prolongar sua vida útil (GAMA, 2002).

Dados existentes sobre o efeito do vácuo nos processos biológicos e nas células microbianas permitem supor que a aplicação do vácuo nessa área ainda é, relativamente, limitada, portanto, identificam-se novas possibilidades para a melhoria das estratégias de controle e da eficiência dos diferentes processos (HERNÁNDEZ-MACEDO *et al.* 2011; GNIDA, 2020).

Em processos de tratamento de esgoto sanitário e lodos, o vácuo é utilizado para a desgaseificação do esgoto ou do lodo. O processo de desgaseificação é baseado na Lei de Henry e, em sua forma mais geral, trata da dependência da solubilidade do gás com o valor da pressão. O processo de desgaseificação remove as bolhas de gás do lodo ativado e reduz a concentração de gases dissolvidos. No lodo que chega ao estágio final de sedimentação (sob pressão atmosférica), a concentração de gás nitrogênio dissolvido está bem abaixo do nível de saturação. Assim, as moléculas de gás produzidas no tanque de sedimentação se dissolvem no líquido em vez de formar bolhas. Bolhas acumuladas podem resultar na flotação do lodo, o que é indesejável (MACIEJEWSKI *et al.*, 2013).

Como consequência da desgaseificação, a maior capacidade do lodo ativado de sedimentar e torna-se espesso no estágio final de sedimentação permite que os operadores das ETE aumentem a quantidade de lodo no reator biológico por meio da recirculação de um lodo com maior teor de sólidos o que pode resultar no aumento da remoção de contaminantes. A desgaseificação do lodo ativado ocorre devido a uma redução de pressão em um curto período de tempo. Como a unidade de desgaseificação está localizada entre o estágio de reação e o estágio de sedimentação, o lodo ativado é tratado por vácuo uma vez em um tempo igual ao tempo de retenção hidráulica (GNIDA; STUDENT, 2021).

Esses sistemas encontram-se implementado em vários lugares na Polônia, Suécia, China, Estônia e Canadá (MACIEJEWSKI *et al.* 2010; MACIEJEWSKI *et al.* 2013). Nesse ponto, o questionamento que surge é em relação ao resultado final do processo: o efeito é simplesmente resultado de um aumento do teor de sólidos no tanque de reação ou trata-se da influência do vácuo sobre o processo de tratamento? A literatura mostra que, somente as propriedades de sedimentação do lodo ativado e os resultados gerais do controle da ETE foram avaliados (MACIEJEWSKI e TIMPANY 2008; MACIEJEWSKI *et al.* 2010; MACIEJEWSKI *et al.* 2013; HAGHIGHATAFSHAR *et al.* 2017). No entanto, existe a suspeita de que as condições repentinas de vácuo podem ser um fator estressante para as bactérias e causar alterações das suas atividades metabólicas (GNIDA, 2015; GNIDA 2018).

Pesquisas que apresentaram a aplicação da desgaseificação a vácuo para o processo do lodo ativado descreveram alterações significativas na estrutura celular, evidenciados pelo aumento da Demanda Química de Oxigênio (DQO), melhor biodegradabilidade e redução de nitrogênio (ABBASSI, 2003; GNIDA; SKONIECZNA, 2020; HAGHIGHATAFSHAR *et al.*, 2017; MACIEJEWSKI *et al.*, 2013).

Nos processos de tratamento anaeróbios, o vácuo pode ser útil no controle do processo de digestão anaeróbia. Sob o ponto de vista industrial, a otimização da produção de hidrogênio é uma das possibilidades. Para atingir uma alta produção de hidrogênio, o hidrogênio produzido deve ser removido de um *headspace*, pois o acúmulo de hidrogênio causa inibição da hidrogênese (RAJHI *et al.* 2016). Isso geralmente é obtido pela remoção com um gás inerte (por exemplo, gás N<sub>2</sub>). A ideia de usar o vácuo para esse fim foi verificada por várias equipes de pesquisa, que obtiveram resultados opostos. Sonnleitner *et al.* (2012) argumentam que a aplicação

de pressão de 30,5 kPa permite que o *stripping* de nitrogênio seja omitido e o rendimento de hidrogênio foi próximo ao máximo teórico. Em contraste, reatores contínuos a vácuo a 28,4 kPa por Kataoka *et al.* (1997) e 60 kPa por Clark *et al.* (2012) não apresentaram efeito significativo na produção de gás. Enquanto isso, outros pesquisadores descobriram que a pressão parcial derivada do vácuo pode gerar diferentes rendimentos de produção de hidrogênio, dependendo do valor do tempo de retenção hidráulica.

Entretanto, os poucos estudos existentes sobre o efeito do vácuo sobre processos biológicos sugerem um impacto sobre micro-organismos ou comunidades microbianas, indicando assim um campo de pesquisa a ser explorado (GNIDA, 2020). Resultados positivos e contraditórios, no entanto, atestam o potencial de pesquisa e desenvolvimento da aplicação do vácuo em processos anaeróbios.

Com este potencial da tecnologia, associado às lacunas da aplicação e necessidade de ampliação dos estudos referente a tratamento de esgotos, esta pesquisa objetiva avaliar a eficiência da utilização do vácuo para a remoção da carga orgânica e de nutrientes em esgotos sanitários. Vislumbra-se para além desta dissertação de mestrado, o desenvolvimento de técnicas inovadoras para a remoção de contaminantes orgânicos e nutrientes presentes neste efluente, tendo em vista a necessidade da redução dos custos envolvidos, a complexidade do processo e a necessidade de maximização da eficiência obtida.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo geral

Avaliar a influência do vácuo na remoção da carga orgânica e de nutrientes presentes em esgotos sanitários.

### 1.1.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos são:

- a) propor um equipamento, em escala de bancada, para análise dos efeitos e eficiência da aplicação do vácuo em esgoto sanitário bruto;

- b) avaliar a eficiência do vácuo quanto a remoção da carga orgânica presente em esgotos sanitários brutos, em diferentes tempos de exposição ao vácuo, utilizando as variáveis de pressão, tempo de exposição ao vácuo, pH e temperatura;
- c) avaliar a eficiência do vácuo quanto a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em esgotos sanitários brutos, em diferentes tempos de exposição ao vácuo, utilizando as variáveis de pressão, tempo de exposição ao vácuo, pH e temperatura.

## 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 2.1 PROCESSO E GRAU DE TRATAMENTO DO ESGOTO SANITÁRIO

O esgoto sanitário, segundo definição da norma brasileira NBR 9648 (ABNT, 1986) é o “despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária”. Habitualmente, os esgotos são classificados em dois grupos principais: industriais e domésticos. Esses últimos são constituídos por despejos domésticos, uma parcela de águas pluviais, águas de infiltração, e, eventualmente, uma parcela não significativa de despejos industriais (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

Os despejos domésticos provêm de residências, edifícios comerciais, instituições e demais edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas ou qualquer dispositivo que se utilize de água para fins de higiene e necessidades fisiológicas. Dessa forma, os principais constituintes do esgoto sanitário são: excreta humana (fezes e urina), as águas de banho, o resto de alimentos, sabões, detergentes, as águas de processamento de alimentos e de produtos de manutenção pessoais e domésticas, além de uma variedade de traços de compostos orgânicos e inorgânicos (JORDÃO; PESSÔA, 2017; METCALF & EDDY, 2016).

Com relação a composição, dos esgotos sanitários, esses possuem aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de sólidos, sendo a última composta por sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, e micro-organismos. As características do esgoto sanitário variam em decorrência dos usos aos quais a água foi submetida. Questões como o clima, a situação social e econômica e os hábitos de higiene da população tem papel fundamental na determinação das características do efluente (JORDÃO; PESSÔA, 2017)

Considerando a grande variedade de constituintes que podem ser encontrados nos esgotos, é prática comum caracterizar o esgoto segundo suas propriedades físicas e de seus constituintes químicos e biológicos (METCALF & EDDY, 2016). Os principais parâmetros relacionados às características físicas do esgoto podem ser interpretados através da obtenção das grandezas correspondentes a matéria sólida, temperatura, odor, cor e turbidez (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

Na Tabela 1 são apresentados, para os esgotos sanitários brasileiros, os valores típicos de parâmetros de carga orgânica e nutrientes. Esses valores podem diferir em diferentes regiões, dependendo dos usos e práticas locais, como a aprovação ou proibição da fabricação de detergentes e compostos ricos em fósforo (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

Tabela 1 – Valores típicos de parâmetros de carga orgânica (mg/L) no esgoto.

<b>Matéria Sólida</b>	<b>Esgoto Forte</b>	<b>Esgoto Médio</b>	<b>Esgoto Fraco</b>
DQO	800	400	200
DBO	400	200	100
Nitrogênio Total	85	40	20
Nitrogênio Orgânico	35	20	10
Amônia Livre	50	20	10
Nitrito, NO <sub>2</sub>	0,10	0,05	0
Nitratos, NO <sub>3</sub>	0,40	0,20	0,10
Fósforo Total	20	10	5
Fósforo Orgânico	7	4	2
Fósforo Inorgânico	13	6	3
Sólidos Totais (mg/L)	1.160	730	370
Sólidos em Suspensão Totais (mg/L)	360	230	120
Sólidos em Suspensão Voláteis (mg/L)	280	175	90
Sólidos em Suspensão Fixos (mg/L)	80	55	30
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	800	500	250
Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L)	300	200	105
Sólidos. Dissolvidos Fixos (mg/L)	500	300	145
Sólidos Sedimentáveis (ml/L)	20	10	5

Fonte: Adaptado de Jordão e Pessoa (2017, p. 40 e 50).

O nível de tratamento do efluente, bem como a eficiência do tratamento, são parâmetros determinados através de requisitos específicos de legislações vigentes baseados nos padrões de qualidade para o efluente e para o corpo receptor. Em termos nacionais e considerando o Estado do Rio Grande do Sul, deve haver o atendimento das Resoluções do CONAMA 430 (CONAMA, 2011) e CONSEMA 355 (CONSEMA, 2017). Usualmente, o tratamento de esgoto é classificado em quatro níveis: tratamento preliminar, tratamento primário, tratamento secundário e, em

determinadas situações, poderá haver outra etapa de tratamento denominada terciária (VON SPERLING, 2016).

No tratamento preliminar ocorre a remoção de elementos que possam causar danos ao sistema de tratamento da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), como galhos, areias, graxas e trapos. No nível de tratamento primário ocorre a remoção das partes de sólidos suspensos e a matéria orgânica do esgoto, podendo ocorrer algum tipo de filtração ou adição de compostos químicos. A etapa de tratamento secundário, que poderá abranger as unidades de tratamento anteriores, corresponde aos mecanismos de tratamento biológicos responsáveis pela remoção de matéria orgânica dissolvida na água. A remoção de organismos patogênicos e nutrientes específicos que não foram removidos no tratamento secundário, como por exemplo, o nitrogênio e o fósforo, poderão ocorrer durante o tratamento terciário (SANTOS *et al.*, 2019).

As ETE têm por objetivo promover a redução dos impactos decorrentes do lançamento de substâncias tóxicas nos corpos receptores a fim de reduzir os danos ao meio ambiente e à saúde humana. No Brasil, as ETE são usualmente projetadas em nível secundário; em situações em que ocorrem tratamentos em nível terciário, esses normalmente são concebidos para remoção de nitrogênio e micro-organismos patogênicos (SOUZA *et al.*, 2019).

O tratamento terciário de esgotos sanitários que incorpora a remoção dos nutrientes nitrogênio e fósforo em complemento ao processo secundário que já objetiva a remoção de sólidos sedimentáveis e de material orgânico, é um requisito que deverá ser progressivamente exigido nas plantas de tratamento de esgotos. Esses são talvez os componentes químicos mais significativos depois daqueles objetivados nos tratamentos primário e secundário a serem removidos dos esgotos sanitários antes de sua devolução ao meio ambiente.

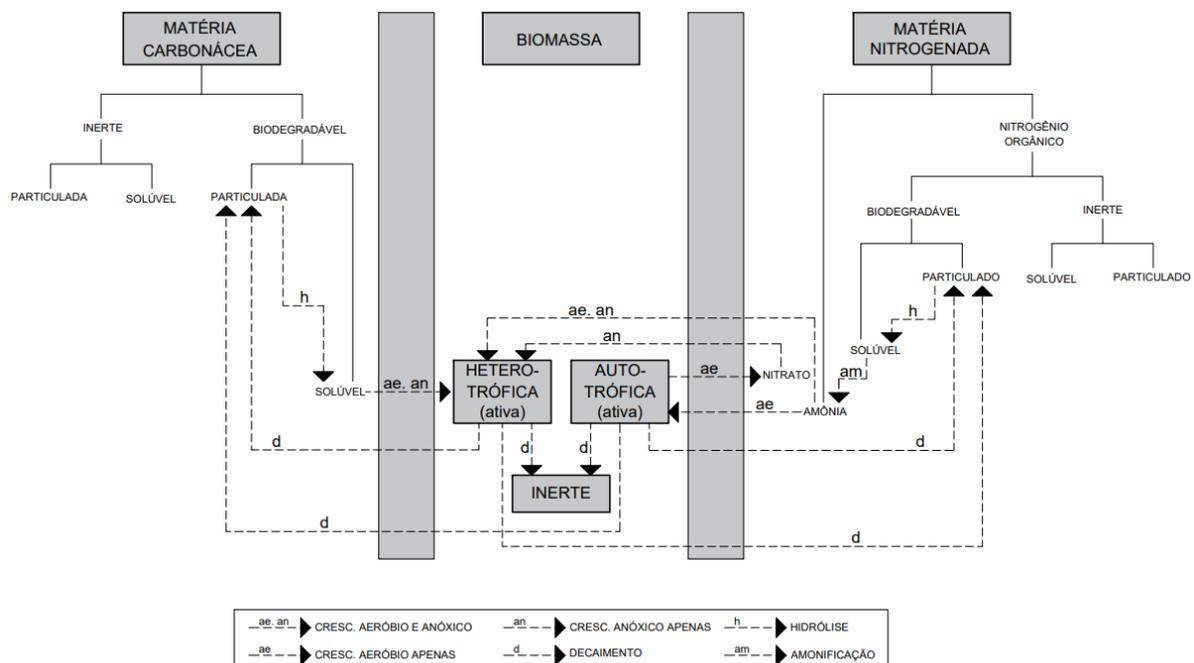
### **2.1.1 Remoção da matéria orgânica**

Nos processos de tratamento de esgotos há uma interação de diversos mecanismos, alguns ocorrem de maneira simultânea e outros de modo sequencial. A ação microbiana começa com a coleta e interceptação de esgoto do próprio sistema e atinge seu ápice na etapa de tratamento. Nos sistemas de tratamento ocorre a oxidação da matéria orgânica carbonácea, processo o qual se constitui no

principal objetivo dos processos de tratamento de esgoto a nível secundário (VON SPERLING, 1996).

Os fenômenos relacionados à transformação da matéria, bem como a participação da biomassa presente no reator desses processos, são representados esquematicamente na Figura 1, interpretada por Von Sperling (1996) a partir de um modelo matemático proposto por Lawprc (1987).

Figura 1 – Subdivisões e transformações da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada.



Fonte: Von Sperling (2006, p. 92).

A matéria orgânica carbonácea pode ser dividida quanto à sua biodegradabilidade em: (a) inerte ou (b) biodegradável. A primeira passa pelo sistema de tratamento sem mudanças de forma e ambas as frações podem ser identificadas com relação ao estado físico nesta etapa, sendo: (a) solúvel, quando não sofre transformações, deixando o sistema na mesma concentração que entrou, e (b) particulada ou em suspensão quando é envolvida pela biomassa sendo necessária sua remoção em conjunto com o lodo excedente os sedimentado (VON SPERLING, 1996).

Já em relação a matéria orgânica biodegradável, está caracterizada por causar alterações devido a sua passagem pelo sistema de tratamento. Da mesma

maneira, duas frações podem ser identificadas com relação à facilidade de biodegradação: (a) rapidamente biodegradável, usualmente apresentando-se na forma solúvel, onde as moléculas podem ser utilizadas diretamente pelas bactérias heterotróficas; e (b) lentamente biodegradável, apresentando-se, na maioria dos casos, na forma particulada, podendo haver matéria orgânica em forma solúvel de degradação lenta (VON SPERLING, 1996).

#### 2.1.1.1 Processos aeróbios para remoção de matéria orgânica

Segundo Metcalf & Eddy (2016), dentre as finalidades primordiais do tratamento biológico do esgoto estão: (a) a remoção dos constituintes orgânicos e compostos, de modo que evite uma depleção excessiva de oxigênio dissolvido nos corpos receptores; (b) a remoção de sólidos coloidais e suspensos para evitar a acumulação desses e a geração de condições desagradáveis em corpos receptores; e (c) a redução da concentração de organismos patogênicos descarregados em corpos de água.

A força dos processos de tratamento aeróbios está caracterizada pela diversidade microbiana presente no meio em condições que assegurem altas velocidades de consumo de substrato e, conseqüentemente, a despoluição do efluente. Tal processo decorre da velocidade de crescimento das bactérias aeróbias, capazes de se duplicarem em períodos de 10 a 20 minutos (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). Durante a etapa inicial do processo aeróbio, mais da metade da matéria orgânica é oxidada, e o remanescente é assimilado como biomassa nova, que pode ser, posteriormente, oxidada por respiração endógena (METCALF & EDDY, 2016).

Condições como o pH, temperatura e níveis de oxigênio dissolvido possuem intervalos flexíveis para operação do sistema. Em relação ao pH, uma vez que as bactérias heterotróficas, de modo geral, atuam em uma faixa de valores entre 5,5 a 8,5 e crescimento próximo a 7,0, nas comunidades microbianas heterogêneas, como as encontradas nos processos aeróbios de tratamento de efluentes, a resposta ao pH está relacionada ao comportamento global, sendo que a faixa de pH considerada como adequada para a remoção da matéria orgânica é entre 6,0 e 8,0. Outra característica dos processos aeróbios é a notável adaptação a novas e, por vezes adversas, condições ambientais (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

O tratamento biológico aeróbio pode ser conduzido numa faixa de temperatura de 10 a 40°C, onde a evolução do processo ocorre entre 10°C e 35°C, sendo esta a temperatura máxima da atividade microbiana. Abaixo de 5°C ocorre uma queda nas velocidades de crescimento e metabolização dos substratos, de mesmo modo quando em situações de temperatura superior a 40°C (ROQUES, 1980).

Diversos fatores influem nos níveis de oxigênio dissolvido, dentre os quais, a taxa de respiração microbiana, a taxa de transferência de oxigênio promovida pelo sistema de aeração, a temperatura, o teor de oxigênio no gás (ar, ar enriquecido, oxigênio puro) e a composição do meio. Outro fator a ser considerado é que o nível de oxigênio no interior dos flocos e biofilmes será menor do que o medido no meio líquido em função das limitações à transferência de massa. Os teores de oxigênio dissolvido recomendados para operação em sistemas aeróbicos é entre 0,5 e 2 mg/L, variação capaz de absorver possíveis interferências inerentes ao processo (temperatura, carga orgânica, entre outros) (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

A maioria das metodologias e processos de tratamento biológico envolvem a remoção de constituintes e compostos orgânicos, deste modo, este é quantificado em termos de DQO solúvel biodegradável (DQOsb) ou DBO. A remoção da DBO pode ser efetuada através de diversos processos de tratamento aeróbios de crescimento suspenso ou aderido, sendo que ambos necessitam de tempo de contato suficiente entre o esgoto e os micro-organismos heterotróficos, oxigênio e nutrientes suficientes.

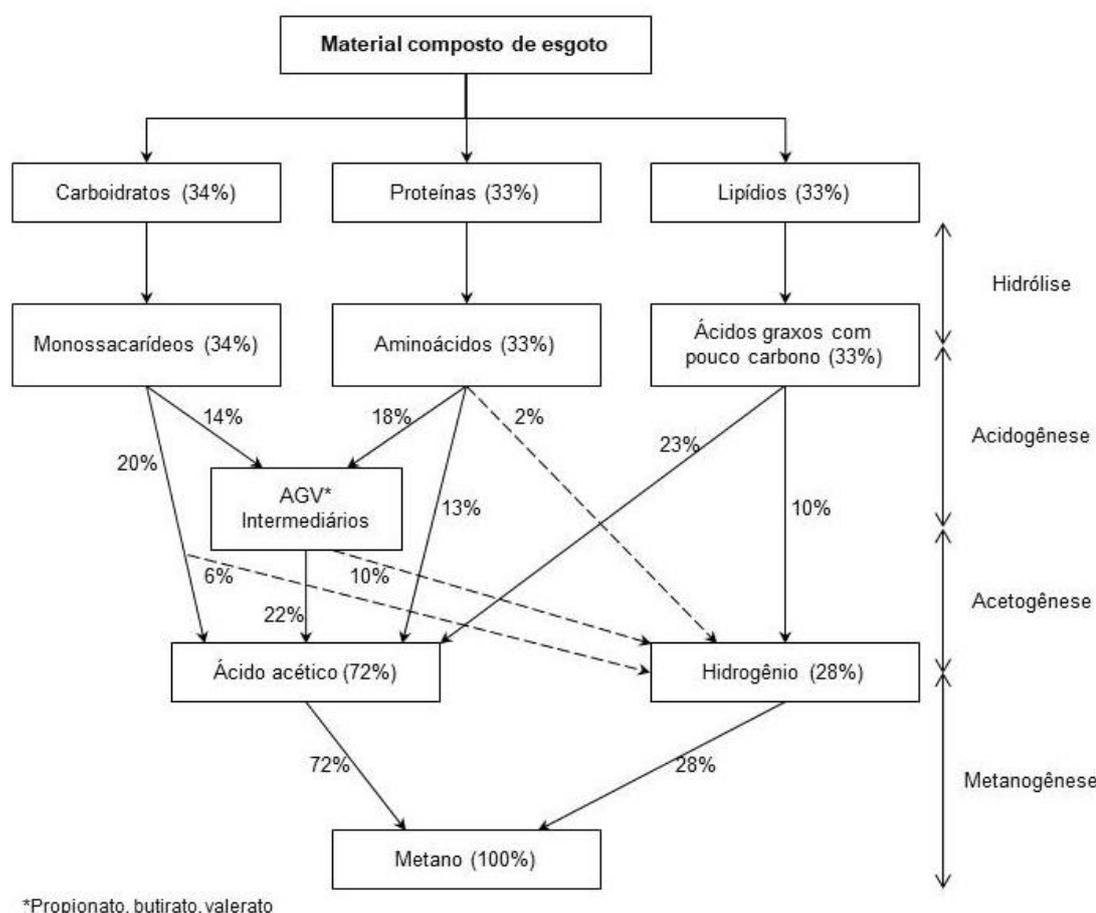
#### 2.1.1.2 Processos anaeróbios para remoção de matéria orgânica

Diferente do que ocorre nos processos aeróbios, a degradação da matéria orgânica por via anaeróbia apresenta maior grau de complexidade, uma vez que necessita da participação de diferentes grupos microbianos com diferentes funções. De um modo geral, a oxidação total anaeróbia de um efluente é constituída por quatro etapas básicas: (a) hidrólise; (b) acidogênese; (c) acetogênese; e (d) metanogênese. As etapas são ilustradas esquematicamente na Figura 2, que mostra o destino de sólidos por meio da hidrólise, ácidos graxos voláteis (AGV) e a produção de hidrogênio para o metano (METCALF & EDDY, 2016).

As características de cada uma das etapas são apresentadas a seguir:

- a) hidrólise das substâncias e materiais orgânicos complexos: etapa em que as substâncias de alta massa molar (proteínas, polissacarídeos, lipídeos, ácidos nucleicos) e material orgânico presente na forma particulada, são transformados em substâncias de menor massa molar pela ação de enzimas hidrolíticas excretadas por diversas espécies microbianas (SANT'ANNA JUNIOR, 2010);
- b) acidogênese ou fermentação ácida: as substâncias resultantes da hidrólise são fermentadas até a geração de ácidos carboxílicos de cadeia curta (ácidos voláteis). Dadas as condições prevalentes de pH e temperatura, os principais produtos da fermentação de açúcares e aminoácidos são acetato, propionato, butirato, CO<sub>2</sub> e hidrogênio. (SANT'ANNA JUNIOR, 2010);
- c) acetogênese: refere-se à continuidade da fermentação por bactérias para converter produtos intermediários da etapa anterior e produzir CO<sub>2</sub> e hidrogênio, que são precursores da formação de metano. A mudança da energia livre associada à conversão de propionato e butirato a acetato e hidrogênio requer que a concentração de hidrogênio no sistema seja baixa ( $H_2 < 10^{-4}atm$ ), ou a reação não ocorrerá. A maior parte do hidrogênio produzido se origina da oxidação de AGCL e de AGV intermediários ao ácido acético, sendo referida como oxidação anaeróbia (METCALF & EDDY, 2016);
- d) metanogênese: etapa final do processo, na qual o carbono originalmente presente na matéria orgânica passa a ser constituinte do metano ou do gás carbônico. Nesta etapa ocorre, efetivamente, a mineralização dos poluentes (compostos de carbono) (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). Aproximadamente 72% do metano produzido na digestão anaeróbia se originam na formação de acetato. A composição do gás produzido em uma operação de fermentação e de metanogênese estáveis, contém, tipicamente, 65% de metano e 35% de CO<sub>2</sub>. Uma fração mais elevada de lipídios no esgoto resulta em maior fração de metano no gás do digestor (METCALF & EDDY, 2016).

Figura 2 – Destino da DQO biodegradável no processamento anaeróbico de sólidos de esgoto.



Fonte: Adaptado de Jerris and McCarty (1963, 1981) e Batstone *et al.* (2006) *apud* Metcalf & Eddy (2016, p. 634).

O interesse pelo tratamento anaeróbico cresceu muito ao longo das três últimas décadas do século XX a partir do surgimento de reatores que permitiam a manutenção de altas concentrações de lodo no seu interior. Uma vez que os microorganismos anaeróbios têm taxas ou velocidades específicas de crescimentos muito inferiores quando comparadas aos aeróbios, num reator de mistura perfeita, operado de modo contínuo, o balanço material resulta numa expressão que indica que o inverso do crescimento microbiano é igual ao tempo de retenção hidráulica. Dessa maneira, o tratamento em reatores anaeróbios exigiria grandes volumes de reação, em consequência dos elevados tempos de retenção hidráulica necessários, em muitos casos, de vários dias. No decorrer dos anos, alternativas foram implantadas, como a recirculação do lodo, a retenção da biomassa no interior do reator, dentre outros (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

Uma série de variáveis é importante para a escolha do sistema de tratamento de esgoto. Von Sperling (1996) elencou alguns itens que devem ser analisados no momento da definição de um sistema de tratamento: eficiência, confiabilidade, disposição do lodo, características do solo, impactos ambientais, custos de operação, custos de construção e sustentabilidade. Entretanto, é importante frisar que a legislação sobre o nível de tratamento necessário é uma determinante primordial em conjunto com as informações sobre as características do esgoto e a eficiência dos processos de tratamento disponíveis (METCAL; EDDY, 2016).

Na Tabela 2 são apresentados alguns dos processos empregados no tratamento de esgoto sanitário (aeróbios e anaeróbios), as concentrações médias de efluentes e as eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse nos esgotos sanitários.

Tabela 2 – Concentrações médias de efluentes e eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse nos esgotos sanitários.

Sistema	Qualidade média do efluente								Eficiência média de remoção						
	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)	Amônia- N (mg/L)	N total (mg/L)	P total (mg/L)	CF (NMP/1 00ml)	Ovos helm. (ovo/L)	DBO <sub>5</sub> (%)	DQO (%)	SS (%)	Amônia- N (%)	N total (%)	P total (%)	CF (unid. log)
Tratamento primário (tanques sépticos)	200-250	400-450	100-150	>20	>30	>4	10 <sup>7</sup> -10 <sup>8</sup>	>1	30-35	25-35	55-65	<30	<30	<35	<1
Tratamento primário convencional	200-250	400-450	100-150	>20	>30	>4	10 <sup>7</sup> -10 <sup>8</sup>	>1	30-35	25-35	55-65	<30	<30	<35	<1
Tratamento primário avançado (a)	60-150	150-250	30-90	>20	>30	<2	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	45-80	55-75	60-90	<30	<30	75-90	≈1
Lagoa facultativa	50-80	120-200	60-90	>15	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	<1	75-85	65-80	70-80	<50	<60	<35	1-2
Lagoa anaeróbia - lagoa facultativa	50-80	120-200	60-90	>15	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	<1	75-85	65-80	70-80	<50	<60	<35	1-2
Lagoa aerada facultativa	50-80	120-200	60-90	>15	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	<1	75-85	65-80	70-80	<50	<60	<35	1-2
Lagoa aerada mistura completa - lagoa sedimentação	50-80	120-200	60-90	>15	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	<1	75-85	65-80	70-80	<50	<60	<35	1-2
Lagoa anaeróbia + lagoa facult. + lagoa de maturação	40-70	100-180	50-80	10-15	15-20	<4	10 <sup>2</sup> -10 <sup>4</sup>	<1	80-85	70-83	73-83	50-65	50-65	>50	3-5
Lagoa anaeróbia + lagoa facult. + lagoa de alta taxa	40-70	100-180	50-80	5-10	10-15	3-4	10 <sup>4</sup> -10 <sup>5</sup>	>1	80-85	70-83	73-83	65-85	75-90	50-60	3-4
Lagoa anaeróbia + lagoa facult. + lagoa de algas	30-50	100-150	<30	>15	>20	>4	10 <sup>4</sup> -10 <sup>5</sup>	>1	85-90	75-83	>90	<50	<60	<35	3-4
Infiltração lenta	<20	<80	<20	<5	<10	<1	10 <sup>2</sup> -10 <sup>4</sup>	<1	90-99	85-95	>93	>80	>75	>85	3-5
Infiltração rápida	<20	<80	<20	<10	<15	<4	10 <sup>3</sup> -10 <sup>4</sup>	<1	85-98	80-93	>93	>65	>65	>50	4-5
Escoamento superficial	30-70	100-150	20-60	10-20	>15	<4	10 <sup>4</sup> -10 <sup>6</sup>	<1	80-90	75-85	80-93	35-65	<65	<35	2-3
Terras úmidas construídas (wetlands)	30-70	100-150	20-40	>15	>20	>4	10 <sup>4</sup> -10 <sup>5</sup>	<1	80-90	75-85	87-93	<50	<60	<35	3-4
Tanque séptico + filtro anaeróbio	40-80	100-200	30-60	>15	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	80-85	70-80	80-90	<45	<60	<35	1-2
Tanque séptico + infiltração	<20	<80	<20	<10	<15	<4	10 <sup>3</sup> -10 <sup>4</sup>	<1	90-98	85-95	>93	>65	>65	>50	4-5
Reator UASB	70-100	180-270	60-100	>15	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	60-75	55-70	65-80	<50	<60	<35	≈1
UASB + lodos ativados	20-50	60-150	20-40	5-15	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	83-93	75-88	87-93	50-85	<60	<35	1-2
UASB + biofiltro aerado submerso	20-50	60-150	20-40	5-15	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	83-93	75-88	87-93	50-85	<60	<35	1-2
UASB + filtro anaeróbio	40-80	100-200	30-60	>15	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	75-87	70-80	80-90	<50	<60	<35	1-2
UASB + filtro biológico de alta carga	20-60	70-180	20-40	>15	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	80-93	73-88	87-93	<50	<60	<35	1-2
UASB + flotação por ar dissolvido	20-50	60-100	10-30	>20	>30	1-2	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	83-93	83-90	90-97	<30	<30	75-88	1-2

(continua)

(continuação)

UASB + lagoas de polimento	40-70	100-180	50-80	10-15	15-20	<4	10 <sup>2</sup> -10 <sup>4</sup>	<1	77-87	70-83	73-83	50-65	50-65	>50	3-5
UASB + lagoa aerada facultativa	50-80	120-200	60-90	>20	>30	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	75-80	65-80	70-80	<30	<30	<35	1-2
UASB + lagoa aerada mist. Compl. + lagoa decant.	50-80	120-200	40-60	>20	>30	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	75-85	65-80	80-87	<30	<30	<35	1-2
UASB + escoamento superficial	30-70	90-180	20-60	out/20	>15	>4	10 <sup>4</sup> -10 <sup>6</sup>	<1	77-90	70-85	80-93	35-65	<65	<35	2-3
Lodos ativados convencional	15-40	45-120	20-40	<5	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	85-93	80-90	87-93	>80	<60	<35	1-2
Lodos ativados - aeração prolongada	10-35	30-100	20-40	<5	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	90-97	83-93	87-93	>80	<60	<35	1-2
Lodos ativados - batelada (aeração prolongada)	10-35	30-100	20-40	<5	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	90-97	83-93	87-93	>80	<60	<35	1-2
Lodos ativados convenc. com remoção biológica de N	15-40	45-120	20-40	<5	<10	<4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	85-93	80-90	87-93	>80	>75	<35	1-2
Lodos ativados convenc. com remoção biológica de N/P	15-40	45-120	20-40	<5	<10	1-2	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	85-93	80-90	87-93	>80	>75	75-88	1-2
Lodos ativados convenc. + filtração terciária	10-20	30-60	10-20	<5	>20	3-4	10 <sup>2</sup> -10 <sup>4</sup>	<1	93-98	90-95	93-97	>80	<60	50-60	3-5
Filtro biológico percolador de baixa carga	15-40	30-120	20-40	5-10	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	85-93	80-90	87-93	65-85	<60	<35	1-2
Filtro biológico percolador de alta carga	30-60	80-180	20-40	>15	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	80-90	70-87	87-93	<50	<60	<35	1-2
Biofiltro aerado submerso com nitrificação	15-35	30-100	20-40	<5	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	88-95	83-90	87-93	>80	<60	<35	1-2
Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	15-35	30-100	20-40	<5	>10	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	88-95	83-90	87-93	>80	>75	<35	1-2
Biodisco	15-35	30-100	20-40	05/out	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>1	88-95	83-90	87-93	65-85	<60	<35	1-2

Precipitação química de fósforo, com qualquer das tecnologias acima: P < 1 mg/L

Desinfecção: ex. cloração, ozonização, radiação UV; Barreira: ex. membranas (desde que o processo de desinfecção/barreira seja compatível com a qualidade do efluente do tratamento precedente): CF < 10<sup>3</sup> CF/100ml; ovos de helmintos: variável

(a) Tratamento primário avançado: as eficiências de remoção variam em função da dosagem do coagulante

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2009, p. 339).

## 2.1.2 Remoção de nutrientes

### 2.1.2.1 Processos biológicos para remoção de nitrogênio

O nitrogênio está presente nas moléculas das proteínas animais e vegetais, nos ácidos nucleicos e em outras moléculas orgânicas, tornando-o um elemento essencial à vida. No caso dos esgotos sanitários, as principais fontes de nitrogênio orgânico são a urina, a creatina, o ácido úrico e o nitrogênio amoniacal, entre outros. Uma vez que os seres vivos são altamente dependentes do nitrogênio, as transformações desse elemento ocorrem nas plantas, nos micro-organismos e nos animais (MARTINELLI *et al.*, 2011; SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

Dessa maneira, através de uma análise qualitativa das águas nas quais o esgoto tratado é despejado, podem-se diagnosticar as formas de nitrogênio presentes no local indicado. Em situações em que o nitrogênio orgânico (moléculas de proteínas vegetais ou animais) entra em contato com um corpo hídrico, há a indicação de que houve a poluição recente do curso por esgoto bruto. A poluição característica provocada pela presença de nitrogênio amoniacal é muito similar ao aspecto de poluição recente provocado pelo nitrogênio orgânico, com a ressalva de que, neste caso, o nitrogênio amoniacal já sofreu alguma decomposição pelos microrganismos heterotróficos. O nitrito, forma intermediária, de curta duração, ocorre após a oxidação da amônia ( $\text{NH}_3$ ) pelas bactérias nitrossomonas. O nitrato é a forma oxidada a partir dos nitritos pelas bactérias nitrobacter. Sua presença indica que a poluição do curso hídrico é mais antiga. Em 1940, descobriu-se que a presença de altas concentrações de nitrato na água causa a metemoglobinemia em crianças (MARTINELLI *et al.*, 2011).

Além dos motivos citados, a presença de nitrogênio nos corpos de água pode ser considerada indesejada por uma série de motivos, dentre os quais (JORDÃO; PESSÔA, 2017):

- a) na forma de amônia livre é tóxico aos peixes e a outros organismos aquáticos;
- b) na forma de nitrogênio amoniacal ou íon de amônia irá consumir o oxigênio do meio aquático, promovendo a nitrificação do próprio corpo d'água;

- c) em qualquer forma, o nitrogênio é um nutriente importante para as plantas aquáticas e contribui para provocar a eutrofização.

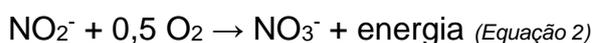
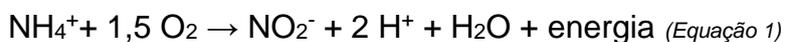
Dessa forma, o objetivo da remoção do nitrogênio dos esgotos sanitários é evitar o lançamento desse nutriente em níveis elevados nos cursos hídricos. A necessidade de oxidar amônia ( $N-NH_4$ ) e nitrito ( $N-NO_2$ ) em processos de tratamentos de esgotos tem como fundamento os requisitos de qualidade de água relativos a: (a) o efeito da amônia em corpos receptores relacionado às concentrações de oxigênio dissolvido e toxicidade a peixes; (b) a necessidade de prover a remoção de nitrogênio para controle de eutrofização; e (c) a necessidade de prover controle de nitrogênio para aplicações de reuso, incluindo a recarga de aquíferos subterrâneos (METCALF & EDDY, 2016).

O nitrogênio é removido dos sistemas de tratamento de esgoto sanitários pela transferência de formas, inicialmente em estado líquido, para as fases sólida e/ou gasosa. Tal processo é realizado por meio de dois mecanismos primários: síntese de biomassa (assimilação de nitrogênio) e descarte do lodo; e a nitrificação e desnitrificação biológica. As etapas de nitrificação e desnitrificação são utilizadas para remover nitrogênio em sistemas de tratamento desenvolvidos para este fim. A oxidação biológica de amônia para nitrato via nitrito é o primeiro estágio, seguido pela redução biológica do nitrato para nitrogênio molecular utilizando material orgânico como um redutor de elétrons na segunda fase (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

Destaca-se também o fato de que em alguns processos de transformação biológica de nitrogênio ocorre a produção de óxido nítrico (NO) e óxido nitroso ( $N_2$ ). O óxido nitroso é um dos gases de efeito estufa de maior potência, sendo 300 vezes mais danoso do que quando comparado com o dióxido de carbono. Ele possui, também, o maior impacto sobre a depleção da camada de ozônio. Por sua vez, o óxido nítrico não é considerado um gás do efeito estufa, mas pode ser, rapidamente, oxidado no ar a dióxido de nitrogênio ( $NO_2$ ), que é um poluente atmosférico tóxico e que contribui para a formação de "smog" (METCALF & EDDY, 2016)

A nitrificação é a oxidação biológica da amônia, tendo como produto final o nitrato. O processo de conversão da amônia a nitrato ocorre em duas fases: primeiramente ocorre a oxidação da amônia a nitrito (nitritação), e em seguida de nitrito para nitrato (nitratção). A transformação é mediada por organismos de

diferentes gêneros, em um processo aeróbio envolvendo as duas etapas citadas: a nitrificação (Equação 1) e a nitratação (Equação 2) (JORDÃO; PESSÔA, 2017; SANT'ANNA JUNIOR, 2010):



O nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrito por bactérias dos gêneros *Nitrosomas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosovibrio* na Equação 1 e o nitrito é oxidado a nitrato por bactérias do gênero *Nitrobacter* na Equação 2. A reação total do primeiro estágio (nitrificação) gera mais energia do que a reação de nitratação. Em comparação com bactérias que oxidam nitrito, essa disponibilidade de energia favorece bactérias que oxidam a amônia. (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). Na conversão do nitrogênio amoniacal a nitrito e nitrato, essas bactérias geram íons  $\text{H}^+$ , fazendo com que, nestes casos, seja necessário um alcalinizante para equilibrar o pH do meio a fim de servir como fonte de carbono para os micro-organismos. Nesta etapa, a cada 1 mg de  $\text{NH}_4^+$  oxidado são necessários 7,14 mg de alcalinidade na forma de  $\text{CaCO}_3$ . A Equação 3 demonstra esse consumo (METCALF & EDDY, 2016):



De acordo com as reações, ainda não há a formação de nitrogênio gasoso, somente há a conversão de nitrogênio amoniacal para as formas mais oxidadas, nitrito e nitrato. O processo de nitrificação pode ser realizado nos mesmos sistemas reativos descritos no capítulo anterior, e a decisão de utilizar um determinado tipo de reator é influenciada por uma série de fatores, incluindo as características do efluente, principalmente os teores de nitrogênio, nas suas diversas formas (orgânico, amoniacal, nitrito, nitrato), temperatura, presença de inibidores, dentre outros (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

Os reatores responsáveis pelo processo de nitrificação, como por exemplo, os sistemas de lodos ativados são, sob certas condições, os reatores aeróbios com biofilme, são capazes de produzir, sem alterações de processo, a conversão satisfatória da amônia para nitrato. Neste caso, a amônia é removida, mas o

nitrogênio não, já que há apenas uma conversão da forma do nitrogênio. A remoção biológica do nitrogênio só será alcançada em condições de ausência de oxigênio e com a presença de nitratos (denominadas condições anóxicas). Nestas condições, um grupo de bactérias utiliza nitrato em seu processo respiratório convertendo-o a nitrogênio gasoso, que escapa na atmosfera. Esse processo é denominado desnitrificação (VON SPERLING, 2009).

O nitrogênio está presente nos esgotos principalmente sob a forma de amônia e nitrogênio orgânico, de forma solúvel ou em suspensão, com baixas concentrações de nitrito e nitrato. No tratamento preliminar ocorre a remoção da parcela de nitrogênio orgânico sob a forma de material em suspensão, e no tratamento secundário (biológico) a maior parte da forma orgânica em suspensão é convertida em amônia ou outras formas inorgânicas. Ocorre que, em escala de tratamento secundário, a remoção de nitrogênio se limita a faixas de até 30%. Desta forma, é possível que ocorra no tratamento secundário a transformação da amônia em nitritos e depois a nitratos (nitrificação biológica) e a remoção final deste nutriente se dá através de uma etapa subsequente denominada desnitrificação. A Tabela 3 mostra as eficiências obtidas nas diversas fases de tratamento para os diversos compostos do nitrogênio (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

Tabela 3 – Eficiência da remoção do nitrogênio.

Processo	N orgânico	NH <sub>3</sub> – NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrato	Remoção total de N (%)
Tratamento convencional				
Primário	10 – 20%	sem efeitos	sem efeitos	5 – 10%
Secundário	15 – 50% uréia→NH <sub>3</sub> →NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	< 10%	pouco efeito	10 – 30%
Processos biológicos				
- assimilação de bactérias	sem efeitos	40 – 70%	pouca	30 – 70%
- nitrificação	efeito limitado	→NO <sub>3</sub>	sem efeitos	5 – 20%
- desnitrificação	sem efeitos	sem efeitos	80 – 90%	70 – 95%
- valos de oxidação	conversão parcial NH <sub>3</sub> →NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	remoção parcial “stripping”	remoção parcial nitrificação desnitrificação	20 – 90%

Fonte: Adaptado de Jordão e Pessoa (2017, p. 546).

Os processos biológicos podem ocorrer através de duas modalidades de remoção de nitrato: a redução de nitrato assimilatório ou dissimilatório (detalhe apresentado na Figura 3). A desnitrificação assimilatória é responsável pela desnitrificação biológica para a melhoria da remoção de nitrogênio e envolve nitrato/nitrito servindo como receptor definitivo de elétron, em lugar de oxigênio na cadeia de transporte do elétron na célula respiratória bacteriana, para a oxidação de diversos substratos orgânicos e inorgânicos. A redução assimilatória do nitrato é independente da concentração de oxigênio dissolvido, envolvendo a redução de nitrato a N-NH<sub>4</sub> para ser utilizado na síntese celular quando N-NH<sub>4</sub> não está disponível (METCALF & EDDY, 2016).

A desnitrificação corresponde ao processo de transformação do nitrato em nitrogênio gasoso (N<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O e NO) com formação de vários intermediários, com decrescente grau de oxidação. Como esta transformação ocorre a partir dos nitratos

e não da amônia, é necessário que antes tenha ocorrido a nitrificação. A desnitrificação biológica é uma parte integral dos processos de nitrificação e desnitrificação para a remoção biológica de nitrogênio, sendo esta uma abordagem utilizada na grande maioria dos sistemas de tratamento de esgoto sanitário. A Equação 4 ilustra os produtos formados nas etapas do processo (METCALF & EDDY, 2016).

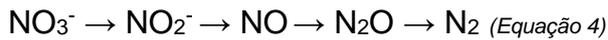
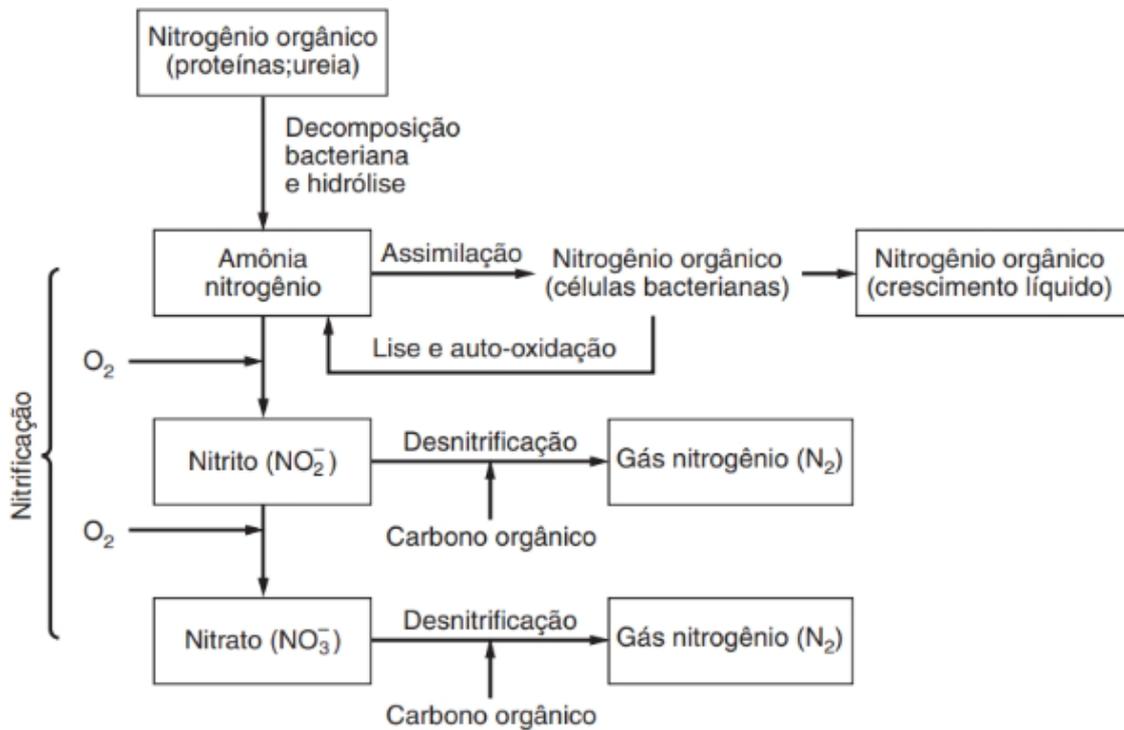


Figura 3 – Transformações de nitrogênio em processos de tratamento biológico.

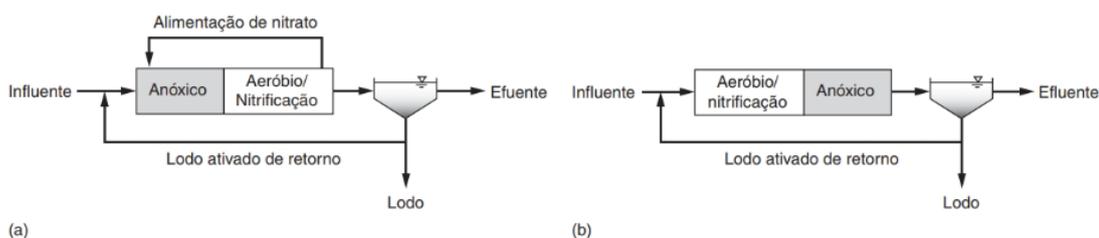


Fonte: Metcalf & Eddy (2016, p. 611).

O processo de desnitrificação consiste em um tanque anóxico seguido de um tanque de aeração onde ocorre a nitrificação. O nitrito produzido no tanque de aeração retorna ao tanque anóxico. Uma vez que o substrato do esgoto afluente proporciona os elétrons para as reações de oxidação-redução utilizando nitrato, o processo é chamado de desnitrificação por substrato ou desnitrificação pré-anóxica (Figura 4 – a). Nos processos onde a desnitrificação ocorre após a nitrificação (Figura 4 – b), situação em que a fonte do doador de elétrons é o decaimento endógeno, denomina-se desnitrificação pós-anóxica, porque a remoção de DBO

afluente ocorreu antes, ficando indisponível a promoção da reação de redução de nitrato (METCALF & EDDY, 2016).

Figura 4 – Tipos de processos de desnitrificação e os reatores utilizados na implementação: (a) efetuado por substrato (desnitrificação pré-anóxica) e (b) efetuado por meio da respiração endógena (desnitrificação pós-anóxica).



Fonte: Metcalf & Eddy (2016, p. 612).

Os agentes responsáveis pelo processo de desnitrificação pré-anóxicos e pós-anóxicos são as bactérias facultativas heterotróficas, que utilizam o nitrato/nitrito como aceptor de elétrons, em substituição ao oxigênio. Os gêneros de bactérias heterotróficas que auxiliam nessa conversão são: *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*. As bactérias autotróficas também realizam a desnitrificação, obtendo energia do hidrogênio e enxofre e utilizando o dióxido de carbono da água como fonte de carbono. No entanto, como seu crescimento é muito mais lento, sua taxa de reprodução os impede de contribuir significativamente para a desnitrificação (METCALF & EDDY, 2016; SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

A desnitrificação pode ocorrer em diferentes tipos de reatores, com algumas ressalvas. Há exigências do processo quanto ao nível adequado de agitação da fase líquida e condições anóxicas. Dentre os reatores que empregam biomassa fixa, são comumente empregados os leitos fixos submersos com recirculação de efluente, leitos fluidizados e reatores agitados de leito móvel (MBBR). O requisito é que os reatores devam promover o contato entre a biomassa e a fase líquida e permitir a saída dos gases produzidos no processo, sendo este, por sua vez, majoritariamente, o gás nitrogênio ( $N_2$ ) (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

Até então as etapas de nitrificação e desnitrificação foram abordadas de forma independentes, podendo constituir etapas sequenciais do processo de remoção de nitrogênio, conduzida cada qual em um reator distinto. Entretanto, a remoção de nitrogênio em reator único tem sido proposta desde o início da

tecnologia de sistemas de lodo unitário (PASVEER, 1969; MATSCHÉ, 1970 *apud* SANTOS *et al.*, 2019). A principal exigência para que o processo de nitrificação e desnitrificação possa ocorrer em reator único é o controle de oxigênio dissolvido (em níveis relativamente baixos) e do suprimento da fonte de carbono. Uma vez assegurada a disponibilidade de carbono nas regiões anóxicas, a desnitrificação poderá ocorrer, enquanto a nitrificação terá seu curso nas regiões anóxicas (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

Na Tabela 4 são apresentadas as capacidades de diversos sistemas de tratamento de esgotos em atingir os níveis de tratamento em relação a amônia e nitrogênio total.

Tabela 4 – Capacidade de diversas tecnologias de tratamento em atingir consistentemente os níveis indicados de qualidade do efluente em termos de Amônia e N total.

Sistema	Amônia - N			N Total		
	15 mg/L	10 mg/L	5 mg/L	20 mg/L	15 mg/L	10 mg/L
Lagoa facultativa						
Lagoa anaeróbia - lagoa facultativa						
Lagoa aerada facultativa						
Lagoa aerada mistura completa - lagoa sedimentação						
Lagoa + lagoa de maturação	■			■		
Lagoa + lagoa de alta taxa	■	■		■	■	
Lagoa + lagoa de algas						
Infiltração lenta	■	■	■	■	■	■
Infiltração rápida	■	■	■	■	■	
Escoamento superficial	■	■		■		
Terras úmidas construídas (wetlands)						
Tanque séptico + filtro anaeróbio						
Tanque séptico + infiltração	■	■	■	■	■	■
UASB						
UASB + lodos ativados	■	■				
UASB + biofiltro aerado submerso	■	■				
UASB + filtro anaeróbio						
UASB + filtro biológico de alta carga						
UASB + lagoas de maturação	■			■		
UASB + escoamento superficial	■	■		■		
Lodos ativados convencional	■	■	■			
Aeração prolongada	■	■	■			
Reator por batelada	■	■	■			
Lodos ativados com remoção biológica de N	■	■	■	■	■	■
Lodos ativados + filtração terciária	■	■	■			
Filtro biológico percolador de baixa carga	■	■				
Filtro biológico percolador de alta carga						
Biofiltro aerado submerso	■	■	■			
Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	■	■	■	■	■	
Biodisco	■	■				

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2009, p. 342).

#### 2.1.2.1.1 Fatores que influenciam a nitrificação e desnitrificação

Existem vários parâmetros que devem ser constantemente monitorados, pois influenciam nos processos de nitrificação e desnitrificação, são eles: a temperatura, o potencial hidrogeniônico, o oxigênio dissolvido, a alcalinidade e a relação carbono/nitrogênio.

A temperatura afeta diretamente a taxa de crescimento específico das bactérias nitrificantes, sendo favorável no caso de climas quentes, na faixa dos 10°C a 30°C (JORDÃO; PESSÔA, 2017). Apesar da faixa ideal, o processo de nitrificação pode ocorrer em temperaturas entre 4°C e 45°C (EPA, 1993). Diversos pesquisadores observaram que temperaturas entre 22°C e 27°C induzem atividade máxima de nitrificação nos processos de nitrificação e desnitrificação simultâneos. Já em casos de limitação de oxigênio, temperaturas entre 14°C e 27°C não tiveram efeitos significativos na nitrificação (ZHANG *et al.*, 2009).

O pH é um dos fatores fundamentais para o bom funcionamento de reatores que utilizam sistemas biológicos para os processos de nitrificação e desnitrificação. João e Pessôa (2017) indicam que, para o processo de nitrificação, valores de pH abaixo de 6,3 cessam o processo, sendo a melhor faixa entre 7,2 e 8,6. Contrariamente à nitrificação, o pH não interfere no processo de desnitrificação, desde que na faixa típica de 6,5 a 8,0.

Na nitrificação, a concentração de oxigênio dissolvido é muito importante, uma vez que níveis abaixo de 1mg/L diminuem a taxa de nitrificação significativamente. As concentrações ideais para a nitrificação estão dentro do intervalo de 2 mg/L a 3 mg/L (METCALF & EDDY, 2016). Na desnitrificação ocorre a conversão de nitrato a nitrito e do nitrito a nitrogênio gasoso. Para que o processo de desnitrificação seja eficiente é importante que haja ausência de oxigênio dissolvido, pois o nitrito e nitrato serão utilizados na respiração microbiana como receptores de elétrons (SANT'ANNA JUNIOR, 2013).

Outro parâmetro que varia significativamente na nitrificação e desnitrificação é a alcalinidade, que é a capacidade de se neutralizar os íons H<sup>+</sup>. Os íons de bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), carbonato (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>), e hidroxila (OH<sup>-</sup>) são os responsáveis por essa neutralização. Eventualmente, a alcalinidade presente no esgoto sanitário poderá ser insuficiente para que ocorra a completa nitrificação, podendo-se, no entanto, corrigi-la (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

Com uma relação carbono/nitrogênio, recomenda-se relação entre 3,7 e 11 para que a remoção de nitrogênio total não seja prejudicada (CARUCCI *et al.*, 1996).

### 2.1.2.2 Processos biológicos para remoção de fósforo

Muitos pesquisadores trabalharam para entender os mecanismos de remoção de fósforo em sistemas de tratamento biológicos. Com base nesse conhecimento, foram desenvolvidos projetos com diferentes configurações, de forma a fornecer condições para que as bactérias submetidas a uma situação de estresse, sendo expostas alternadamente a condições anaeróbias e aeróbias, propiciando elevada capacidade de desenvolvimento de organismos acumulados de fósforo, chamados *poli-P* (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

A partir deste conhecimento, foi possível projetar confiavelmente sistemas de tratamento de lodos ativados que possibilitaram produzir efluentes com concentrações de fósforo abaixo de 1,0 mgP/L. Dessa forma, conseguia-se a remoção de fósforo unicamente por meio biológico, que é considerada a melhor forma de tratamento, já que não utiliza coagulante e gera menor volume de lodo (HAANDEL e MARAIS, 1999).

A remoção biológica de fósforo baseia-se na alternância entre as condições aeróbias e anaeróbias, fazendo com que um determinado grupo de bactérias assimile uma maior quantidade de fósforo à requerida para os processos metabólicos usuais. Ao retirar estas bactérias do sistema, conseqüentemente, ocorre a remoção do fósforo absorvido pelas mesmas (HAANDEL e MARAIS, 1999).

Cerca de 50% do fósforo presente nos esgotos domésticos pode estar na forma inorgânica. O fósforo presente na forma orgânica está contido nos fosfolipídios, ésteres, polinucleotídeos e substância como adenosina trifosfato (ATP), adenosina difosfato (ADP) e monofosfato de adenosina (AMP) (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). O fósforo possui um papel importante no tratamento de esgotos, uma vez que a sua presença é necessária para o desenvolvimento dos processos biológicos aeróbios; no caso do processo de lodos ativados, requer-se uma relação ótima de 100:5:1 (DBO:N:P) (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

Parte do fósforo contido nos efluentes pode ser eliminada no tratamento primário se estiver presente na forma particulada, ou ainda, se o teor de cálcio no efluente for suficiente para provocar a precipitação de fosfato de cálcio. No caso dos esgotos domésticos estima-se que ocorra remoção de fósforo na faixa de 10 a 30% no decantador primário, gerando-se lodo como teor de fósforo da ordem de 1,5% em base seca (ROQUES, 1980).

Em processos biológicos convencionais, usualmente empregados para o tratamento de esgotos domésticos, a remoção de fósforo estará relacionada com as condições de operação do processo e das características do esgoto. Em condições usuais o teor de fósforo no lodo biológico (lodo secundário) se situa entre 1 e 3% (em base seca). Em suma, a remoção de fósforo num sistema convencional de tratamento de esgotos sanitários situa-se numa faixa muito ampla (de 20 a 90%). No entanto, em princípio, não se esperam remoções de fósforo maiores do que 50% em estações de tratamento convencionais, ou seja, unidades que não foram concedidas para promover a remoção de nutrientes (JORDÃO e PESSOA, 2017; SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

A remoção intensificada do fósforo é talvez um dos mais complexos bioprocessos empregados em tecnologia ambiental, onde ainda há lacunas no conhecimento referente à microbiologia e a bioquímica do processo. O meio científico reconhece as vantagens da remoção biológica do fósforo em relação ao tratamento físico-químico, no entanto, se por um lado o primeiro é considerado o melhor método em relação aos custos/benefícios, por outro, no descarte de lodo de estações de tratamento, são desprezadas toneladas de produtos químicos que poderiam ser recicladas e utilizadas como insumo para remoção de fósforo por tratamento físico-químico.

### 2.1.2.3 Remoção físico-química de nitrogênio e fósforo

A amônia pode ser removida por processo físico-químicos por meio da volatilização da amônia livre ( $\text{NH}_3$ ), alcançada por meio da elevação do pH, complementada por processos de transferência de gases, como por exemplo, as torres de aeração. No caso de esgotos domésticos, normalmente os processos físico-químicos repercutem em custos operacionais mais elevados do que os associados a remoções biológicas (VON SPERLING, 2009).

No tratamento dos esgotos domésticos, nos casos em que é desejada uma elevadíssima qualidade do efluente final, os processos físico-químicos de remoção de nitrogênio e fósforo são utilizados de forma mais eficaz para o polimento de efluente, após uma prévia remoção biológica de nitrogênio e/ou fósforo (VON SPERLING, 2009). Diferente do nitrogênio, a remoção biológica do fósforo enfrenta a concorrência de processos físico-químicos bem estabelecidos, como a

precipitação química, que é largamente empregada de modo isolado ou como complemento do tratamento biológico (VON SPERLING, 2009).

Os métodos de tratamento físico-químico para remoção de fósforo são conceitualmente processos auxiliares ao tratamento biológico, quando as concentrações remanescentes de fósforo são maiores que os limites legais estabelecidos para lançamentos em corpos receptores (REGINA; CHAO, 2006).

A remoção físico-química de fósforo pode ser alcançada por meio de:

- a) adição de agentes coagulantes (íons metálicos) ou alcalinizantes: precipitação do fósforo solúvel;
- b) filtração ou flotação (terciária) do efluente: remoção do fósforo presente nos sólidos em suspensão;
- c) combinação da adição de coagulantes ou alcalinizantes e da filtração ou flotação.

Dentre os processos físico-químicos, destaca-se a precipitação com sais metálicos ou com cal hidratada e processos por adsorção. O tratamento físico-químico por precipitação com sais metálicos consiste na utilização de sais de alumínio ou ferro, com a finalidade de reagir entre si ou com a água e os compostos presentes ao meio, dando origem a formação de complexos simples e poliméricos hidroximetálicos, que precipitam e são removidos em decantadores (REGINA; CHAO, 2006).

As principais vantagens do processo de precipitação com sais metálicos referem-se à qualidade do efluente produzido e o baixo custo de implantação nas unidades de tratamento. Segundo Nunes (2004), a eficiência de remoção de fósforo por via química gira em torno de 95%. Entretanto, os autores Morieta e Piveli (1998) enumeram as desvantagens relacionadas com o custo operacional relativamente elevado, devido aos gastos com produtos químicos e o grande volume de lodo gerado.

Já a precipitação com cal hidratada, apesar de demandar um menor custo operacional, tem o mesmo problema de geração de resíduos e apresenta menor eficiência de remoção em comparação com os sais metálicos. Outros estudos também consideram os aspectos econômicos como um dos principais obstáculos à sua utilização em larga escala (MIDDLEBROOKS *et al*, 1974).

Neste cenário, o processo de absorção passa a ser mais vantajoso tecnicamente e economicamente. A utilização de sistemas de absorção com produtos químicos derivados de alumínio, por exemplo, possui alta capacidade e seletividade, além de não conter poluentes perigosos em sua composição. (URANO e TACHIKAWA, 1991). Outra vantagem do processo de absorção enfatizado por Hano *et al* (1997) é a questão da utilização de processos de tratamento sustentáveis, que permitam a regeneração de substâncias químicas e suas reutilizações, de forma a preservar os recursos naturais e garantir a sustentabilidade do planeta.

## 2.2 ASPECTOS TEÓRICOS DA TRANSFERÊNCIA DE MASSAS ENTRE FASES LÍQUIDA E GASOSA

A transferência de massa entre as fases gás-líquido é um fenômeno físico de difusão em que as moléculas de gás são transferidas entre uma fase líquida e uma fase gasosa através de um contato gás-líquido. Sob certas condições de temperatura e pressão, essas trocas resultam em um aumento na concentração do gás na fase líquida (absorção). Quando a fase líquida é supersaturada, no entanto, a concentração na fase líquida diminui (dessorção) (POPEL, 1979).

Se os gases são transferidos através de uma interface gás-líquido, a operação deve ser realizada de tal forma que as chances de contato interfacial entre as duas fases sejam maximizadas. Essas interfaces devem ser renovadas regularmente para preservar a eficiência do processo. O sucesso destas atividades no âmbito da engenharia sanitária deve ser complementado por uma diminuição das despesas de implementação e funcionamento (energia) (POPEL, 1979).

Para tanto, é vital entender os fundamentos da solubilidade do gás em um meio líquido antes de passar para a transferência de massa entre as fases. A troca contínua ocorre entre as fases líquida e gasosa em um ambiente com interface líquido-gás. Sob circunstâncias de equilíbrio, a fase líquida atinge a saturação, o que significa que a quantidade de moléculas liberadas é igual à quantidade absorvida. A ideia de solubilidade é definida por este critério (POPEL, 1979).

### 2.2.1 Lei de Henry

A Lei de Henry foi constituída após a realização de estudos relacionados à solubilidade de gases em água, para diferentes pressões e diferentes temperaturas, por Henry (1803). O estudo concluiu que, para um dado sistema, quando aumenta sua pressão, aumenta-se a solubilidade do gás; quando se aumenta a temperatura, diminui-se a solubilidade do gás (SANDER, 2015).

Trata-se da expressão mais utilizada, e mais simples, para descrever o equilíbrio da solubilidade gás-líquido de um composto gasoso ou volátil (HVITVED-JACOBSEN, 2002). Essa lei estabelece que a concentração de equilíbrio de qualquer gás que se dissolve em um meio aquoso, a uma temperatura constante, é diretamente proporcional à pressão parcial que o composto em questão exerce na superfície do líquido. A Lei de Henry é expressa através de uma equação (Equação 5) capaz de quantificar a concentração do gás dissolvido no líquido em equilíbrio. A lei quantifica o grau de tendência de um composto volátil de deixar a fase líquida, ou seja, quanto menor a solubilidade, medida pelo menor  $K_H$ , maior a parcela passível de um composto gasoso escapar para a fase gasosa, aumentando esta pressão parcial em relação à fase líquida (CUSSLER, 1997).

$$C_{\text{equil}} = K_H \cdot P_{\text{gás}} \text{ (Equação 5)}$$

Onde:

$C_{\text{equil}}$  = concentração do gás dissolvido no líquido em equilíbrio (mg/L);

$P_{\text{gás}}$  = pressão parcial do gás acima do líquido (atm); e

$K_H$  = constante para um gás em uma dada temperatura (mg/L.atm)

A Lei de Henry é a mais importante lei dos gases nos problemas envolvendo o equilíbrio de soluções de gases em líquidos. No tratamento de água, por exemplo, esses problemas estão relacionados com a adição de oxigênio na aeração da água para a remoção de ferro e manganês. Nos processos de tratamento aeróbio de esgotos, está presente nos problemas quanto à remoção de  $\text{CO}_2$ , ácido sulfúrico, e uma extensa variedade de compostos orgânicos voláteis (RICHTER, 2017).

Uma vez que a pressão tem influência direta na solubilidade dos gases em líquidos, a quantidade de um gás que se dissolve em um líquido é diretamente proporcional à pressão parcial que o gás exerce sobre a superfície do líquido (RICHTER, 2017). A Lei de Henry pode ser usada se um determinado composto gasoso estiver presente em seu estado molecular não dissociado, como é o caso, por exemplo, do sulfeto de hidrogênio, um composto dissociável em água. A evaporação do sulfeto de hidrogênio na atmosfera está relacionada com o nível do pH do efluente, pois apenas a forma da molécula, não a forma dissociada, pode ser emitida. Por sua vez, o metano é um composto apolar, de baixa solubilidade em água, que não se dissocia, e é o mais simples dos hidrocarbonetos (MACHADO, 2018).

### **2.2.2 Teoria do duplo filme**

A teoria do duplo filme está baseada no conceito de que quando um soluto gasoso difunde a partir de uma fase aquosa para uma fase gasosa, ou vice-versa, como há mudanças nas concentrações do soluto nas duas fases, o fluxo de soluto deve depender dos coeficientes de transferência de massa nas duas fases. Desta maneira, o transporte entre a fase aquosa e a fase gasosa ocorre em duas etapas: da massa líquida para a interface e da interface para o gás ou vice-versa. (CUSSLER, 1997).

Na interface, o ponto entre as duas fases homogêneas não deve ser visto como um simples plano geométrico, sob o quais ambos os lados possuem fases homogêneas; mas sim como uma lâmina de filme com uma espessura característica. O material nessa interface apresenta diferentes propriedades daquelas apresentadas nas fases homogêneas e contínuas (fase líquida e gasosa), portanto as propriedades da matéria na camada superficial que está sendo considerada (DAVIES; RIDEAL, 1963).

Considerando a situação na qual uma molécula ultrapasse a interface gás-líquido, ela encontra, em geral, uma resistência total  $R$ , que é a soma de três resistências de difusão, devido, respectivamente, à difusão na fase gasosa, através da região monomolecular de constituição da interface e através da fase líquida abaixo da interface. Isto pode ser expresso pela Equação 6:

$$R = R_G + R_I + R_L \text{ (Equação 6)}$$

Onde:

R = igual a resistência total;

R<sub>G</sub> = resistência da fase gasosa

R<sub>I</sub> = resistência na região da interface; e

R<sub>L</sub> = resistência na fase líquida.

Apesar de suas limitações, a teoria do filme é importante pois pode auxiliar no entendimento do processo de transferência de massa entre os filmes líquido e gasoso. A teoria apresenta, de uma forma simplificada, como a resistência à transferência de massa pode ocorrer próxima a uma interface. Desta maneira, tal teoria pode ser utilizada como base teórica para o desenvolvimento de hipóteses de pesquisas (CUSSLER, 2009).

### 2.3 ASPECTOS TEÓRICOS DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO VÁCUO

Um determinado volume diz-se em vácuo quando a densidade de partículas nele existente é inferior ao que se encontra na atmosfera a pressões e temperaturas normais. Para medir o “*grau de vácuo*” utiliza-se a pressão e não a densidade de partículas. No *Sistema Internacional de Unidades*, a unidade de pressão é o Pa, ou seja, N/m<sup>2</sup>. Entre os seus múltiplos é atualmente muito usado o milibar (100 Pa) por ser da ordem de grandeza próxima do *Torr*, ou Torricelli, que era tradicionalmente usada em sistemas de tecnologia de vácuo. O Torr é definido como a pressão exercida por uma coluna de mercúrio de altura 1 mm a 0°C, e é dado por: 1 Torr  $\equiv$  133,3224 Pa  $\approx$  1,33 mbar. O vácuo também pode ser definido como o ambiente gasoso em que as pressões estão abaixo da pressão atmosférica local, ou de outra forma, qualquer pressão menor que a pressão atmosférica local ou ambiente (GAMA, 2002).

A tecnologia do vácuo é empregada em uma grande variedade de aplicações na indústria, na tecnologia e na ciência. O propósito principal da realização do vácuo é alterar a atmosfera de um recipiente. Essa alteração da atmosfera dá-se tanto no valor da pressão como também na composição gasosa. Muitos processos industriais, bem como projetos de pesquisa em ciência e tecnologia básica, são

realizados sob baixas pressões. Existem ainda procedimentos onde os gases ativos são eliminados pelo uso de vácuo e então um gás inerte é introduzido para restaurar a pressão atmosférica. Quando alteramos a pressão em uma câmara de vácuo, ocorre a variação de diferentes grandezas físicas como a densidade do gás, o caminho livre médio, o tempo de formação de uma camada de moléculas em uma superfície e o fluxo de moléculas incidindo em uma superfície. Todas as aplicações e utilizações da tecnologia do vácuo giram em torno da alteração dos valores das grandezas expostas acima. As principais razões para a utilização do vácuo são (DEGASPERI, 2002):

- a) remover os gases ativos presentes na atmosfera da câmara de vácuo do processo a ser realizado. Para uma série de processos industriais e experimentos científicos, gases e vapores ativos são prejudiciais ou inconvenientes;
- b) diminuir a transferência de calor por condução e por convecção entre o meio interno e o meio externo à câmara de vácuo;
- c) conseguir deformações mecânicas, movimentos, levantamento e/ou sustentação de peças por meio de diferenças de pressão;
- d) aumentar o trajeto ou caminho livre de partículas elementares, átomos, elétrons, íons e moléculas para que não colidam com as moléculas da atmosfera da câmara de vácuo;
- e) atingir densidades gasosas para conseguir colunas de gases ionizados, plasmas frios ou plasmas de altas temperaturas;
- f) remover vapores ou gases absorvidos em materiais líquidos ou sólidos;
- g) obter superfícies limpas e degaseificadas.

Na maioria das vezes, a diversificação dos sistemas de vácuo dificulta a execução de cálculos e projetos específicos. Para a escolha adequada da instrumentação utilizada nas instalações, é fundamental a compreensão dos conceitos básicos envolvidos no bombeamento de gases e vapores em tecnologia do vácuo. Os processos e aplicações em vácuo acontecem em diferentes níveis de pressão. Tanto na engenharia como na ciência o vácuo se estende por 15 ordens de grandeza, ou seja, da pressão atmosférica de aproximadamente  $10^3$  mbar até pressões da ordem de  $10^{-12}$  mbar (DEGASPERI, 2002).

Para atingir as pressões desejadas nos processos de vácuo, é necessário estar atento ao comportamento geral dos gases e vapores. Na câmara de vácuo os gases ocupam o volume e estão presentes nas superfícies dos componentes no interior dela. Neste contexto, devemos considerar o conhecimento físico-químico da matéria no estado gasoso e sua interação com as superfícies sólidas e líquidas que compõem o sistema de vácuo a fim de determinar as metodologias de extração ou bombeamento de gases através do vácuo (DEGASPERI, 2002).

Em um ambiente submetido ao vácuo, a pressão de trabalho é baixa o suficiente e a temperatura é alta o suficiente, na grande maioria das situações, para assumir com segurança que o comportamento desse gás pode ser descrito pela Equação de Estado (*Clapeyron*), o qual relaciona a pressão, volume e a temperatura de um gás ideal com a quantidade de matéria (Equação nº 7) (GAMA, 2002):

$$PV = nRT \text{ (Equação 7)}$$

Onde:

P = pressão (N/m<sup>2</sup>)

V = volume do gás (m<sup>3</sup>)

N = nº de mols de moléculas (quantidade de matéria)

T = temperatura absoluta (K)

R = constante universal dos gases (K.mol)

É possível relacionar os processos assistidos por vácuo com a respectiva fenomenologia física, ou classificar as aplicações de vácuo de acordo com as características físicas dos gases a baixas pressões. Por exemplo, podemos apresentar a seguinte classificação relacionada com a física envolvida (DEGASPERI, 2002):

- a) situação física de baixa pressão: o principal objetivo é a criação de uma diferença de pressão entre os meios interno e externo à câmara de vácuo. O vácuo é utilizado para deformar, carregar, fixar, transportar, coletar, limpar, frear, sustentar, suspender e separar;
- b) situação física de baixa densidade molecular: nesta situação, há três principais objetivos a serem alcançados:

- i. remover os gases quimicamente ativos da câmara de vácuo. Com isso podem-se evitar reações químicas (principalmente as oxidações), empacotar em atmosferas inertes, fundir, tratar metais e encapsular produtos;
- ii. remover os gases e vapores dissolvidos em materiais. Podem-se secar produtos em temperatura ambiente, em baixa ou em altas temperaturas, degaseificar, liofilizar e remover líquidos e vapores em materiais sólidos;
- iii. diminuir a transferência de energia entre meios. Pode-se obter isolamento térmica, isolamento elétrica, ou isolar o meio externo para criar um meio diferente.

A superfície de um sólido ou um líquido apresenta forças de atração normal à superfície fazendo com que as moléculas de gases que atingem a superfície nela fiquem por um determinado período, processo este chamado de adsorção. O processo de dessorção deste gás ocorre sob certas condições de temperatura e pressão (GAMA, 2002).

Além dos gases presentes em uma câmara de vácuo, esse ambiente pode conter também vapores, que, por sua vez, referindo-se a um gás real e abaixo de sua temperatura crítica. Quanto há uma substância (líquida ou sólida), as moléculas próximas à superfície possuem energia cinética suficiente para escapar para a atmosfera circundante, passando a formar um gás de moléculas ou átomos desta substância. Uma vez que sistemas de vácuo podem conter vapores saturados e não saturados, esses vapores mudam de estado de acordo com as condições de pressão, volume e temperatura do sistema de vácuo. Portanto, conclui-se que (GAMA, 2002):

- a) qualquer líquido dentro de um sistema submetido à vácuo é uma fonte de vapor e, tanto quanto qualquer líquido permaneça no sistema, a menor pressão que se consegue atingir é a pressão de vapor desse líquido para a temperatura do sistema;
- b) se o vapor existente em um sistema à vácuo é comprimido, como resultado de bombeamento, medida de vácuo ou outras operações feitas no sistema, a sua pressão aumentará apenas até atingir o valor da

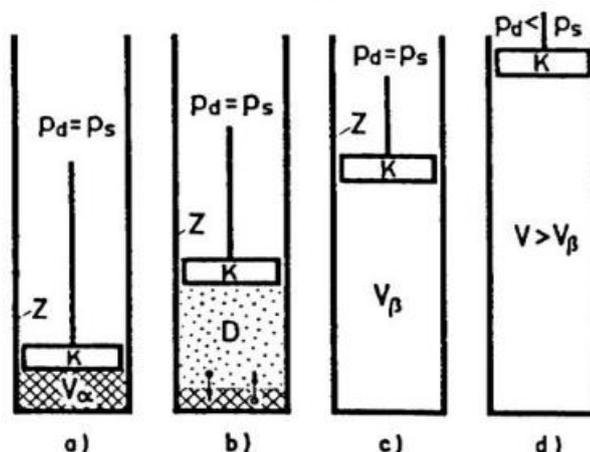
pressão de vapor correspondente à temperatura do sistema. A partir daí, ele condensará;

- c) a diminuição da temperatura do sistema, ou de uma parte dentro dele, reduzirá substancialmente a pressão de vapor dos gases presentes no sistema, da mesma maneira que, o aumento da temperatura resultará no aumento da pressão de vapor de gases no interior do sistema.

Tomando como base a Figura 5, onde o pistão K é levantado até certa altura, criando vácuo em cima do líquido, o volume acima do líquido será preenchido com moléculas que são transferidas da superfície do líquido passando para a fase de vapor (Figura 5 – a). Tal fato ocorre sem que se tenha no líquido a presença de moléculas com velocidades grandes o suficiente para que sua energia cinética supere a energia necessária para a molécula deixar o líquido, ou seja, o calor latente de evaporação. Uma vez evaporadas, essas moléculas exercerão uma pressão no cilindro, que está denominada pressão de vapor. Em contrapartida, qualquer molécula que se choca com a superfície do líquido adere a ele, ou seja, condensa. Ambos os processos (evaporação e condensação) ocorrem simultaneamente. Ocorrerá, então, o equilíbrio dinâmico de modo que o número de moléculas que evaporam iguale o número de moléculas que condensam, e isto define uma densidade molecular constante e, portanto, uma pressão de vapor constante (pressão de vapor saturado) (GAMA, 2002).

O pistão K pode ser levantado a uma altura tal que todo o líquido evapore, mas o gás ainda tem a pressão de vapor (Figura 5 – c). Nessa situação toda a substância está na forma de vapor saturado. Se o pistão K é levantado para uma altura superior a essa, o comportamento do gás passará a seguir a equação dos gases reais ou, com boa aproximação, a equação de estado dos gases perfeitos. Nesse último caso, o gás terá uma pressão menor que a pressão de vapor esperada para a temperatura em que se encontra, e será denominado vapor não saturado ou superaquecido. Dessa maneira, conclui-se que, em uma câmara submetida ao vácuo, a desgaseificação de uma substância poderá ocorrer pelos mecanismos de dessorção, por evaporação ou por ambas de maneira simultânea (GAMA, 2002).

Figura 5 – Pressão de vapor de líquidos: a) volume preenchido com líquido; b) líquido em equilíbrio com vapor saturado; c) volume preenchido com vapor saturado; d) vapor não saturado ou superaquecido.



Fonte: Wutz (1989, p. 38) *apud* GAMA (2002, p. 37).

## 2.4 A UTILIZAÇÃO DO VÁCUO NOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

O sistema de desgaseificação a vácuo foi testado como tratamento do lodo ativado de oito diferentes estações de tratamento suecas com o objetivo de verificar as melhorias das propriedades de compactação e assentamento do lodo. Neste processo foi identificado que a eficiência do vácuo está diretamente relacionada com o tratamento prévio recebido pelo efluente, obtendo resultados mais satisfatórios em lodos provenientes de sistemas com processo de nitrificação e desnitrificação (HAGHIGHATAFSHAR *et al.*, 2017).

Identificou-se que o processo de desgaseificação por meio da submissão ao vácuo tem potencial para desintegrar não apenas os flocos do lodo ativados, mas, também, as células completamente inativas ou que apresentam pequena atividade celular, provocando assim o enriquecimento das células ativas no lodo ativado. Foi registrada a eliminação de cerca de 20% das células bacterianas. Outra característica fundamental do processo é a mudança na característica de estrutura do lodo, devido à remoção de microbolhas de gases e a redução da concentração de gás nitrogênio dissolvidos na fase líquida (GNIDA; SKONIECZNA, 2020).

A aplicação do vácuo para o tratamento de águas residuais, digestão anaeróbia, tratamento de lodo, remediação de solos e mineração, normalmente,

ocorrem devido a um processo físico utilizado para remoção de gases presentes no interior dos meios de teste. Entretanto, os poucos estudos existentes sobre o efeito do vácuo sobre processos biológicos sugerem um impacto sobre micro-organismos ou comunidades microbianas, indicando assim um campo de pesquisa a ser explorado (GNIDA, 2020).

Em sistemas de tratamento anaeróbios, a tecnologia do vácuo está associada ao aproveitamento energético, a qualidade do efluente tratado e a redução de emissões de gases de efeito estufa (GEE). O processo de tratamento de efluentes através de reatores anaeróbios apresenta inúmeras vantagens, dentre elas, o baixo custo de implantação e manutenção, baixo requisito de área e energia e baixa produção de lodo. Porém, o maior desafio enfrentado na sua operação se dá no gerenciamento dos gases formados no processo de conversão dos compostos orgânicos, entre eles o metano ( $\text{CH}_4$ ) e o sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) (SANTO *et al.*, 2019). As emissões de metano são particularmente problemáticas, uma vez que entre 45% e 85% do metano total produzido em um reator anaeróbio estão na forma de metano dissolvido não recuperado (HEILE *et al.*, 2017).

O processo de dessorção, ou seja, a remoção de gases dissolvidos em sistemas anaeróbios consiste na transferência de massas de gases presentes na fase líquida para a fase gasosa, de modo que o efetivo tratamento e filtração ocorram na fase gasosa. O princípio de funcionamento do sistema de recuperação a vácuo está centrado na separação gás-líquido através da redução da pressão dentro da câmara de vácuo (LEE *et al.*, 2020).

Diversos estudos, em escala laboratorial e piloto (HEILE *et al.* 2017; BANDARA *et al.* 2011), utilizaram de câmaras de vácuo para a separação do metano do efluente de reatores anaeróbios. Bandara *et al.* (2011) forneceu um dos únicos estudos que quantificam a composição do metano da fase gasosa recuperada sob vácuo, sendo este na ordem de 22%. O percentual de recuperação de metano ( $\text{CH}_4$ ) ou sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) está diretamente relacionado à pressão a qual o efluente será exposto, a área de superfície para transferência de massa e o tempo de contato disponível (COSTA *et al.*, 2018).

O uso desta tecnologia em sistemas anaeróbios possibilita que o gás recuperado seja utilizado para produção energética através do biogás. Destaca-se que, como o metano ( $\text{CH}_4$ ) capturado não estará diluído, uma vez que não entrou em contato com o ar atmosférico, possibilitará uma melhor neutralização desse gás

em queimadores ou em processo de recuperação energética (NELTING *et al.*, 2021).

#### **2.4.1 Sistemas aeróbios**

Os processos de estabilização aeróbia e anaeróbia têm sido amplamente utilizados para o tratamento e estabilização do excesso de lodo. Na estabilização do lodo, a hidrólise das células microbianas ocorre de maneira muito lenta e, portanto, é considerada uma etapa limitadora da taxa que resulta em um grande volume de lodo (LISHMAN; MURPHY; 1994).

Em sistemas de lodos ativados em que se utilizam câmaras de vácuo com o objetivo principal de reduzir volumetricamente o lodo gerado, esse processo é caracterizado pela desintegração das células bacterianas e a liberação do conteúdo celular em forma de extrato aquoso, de modo que, além da redução de volume, essa liberação promove uma aceleração na hidrólise celular que normalmente é considerada a etapa limitadora da taxa de estabilização do lodo (ABBASSI, 2003).

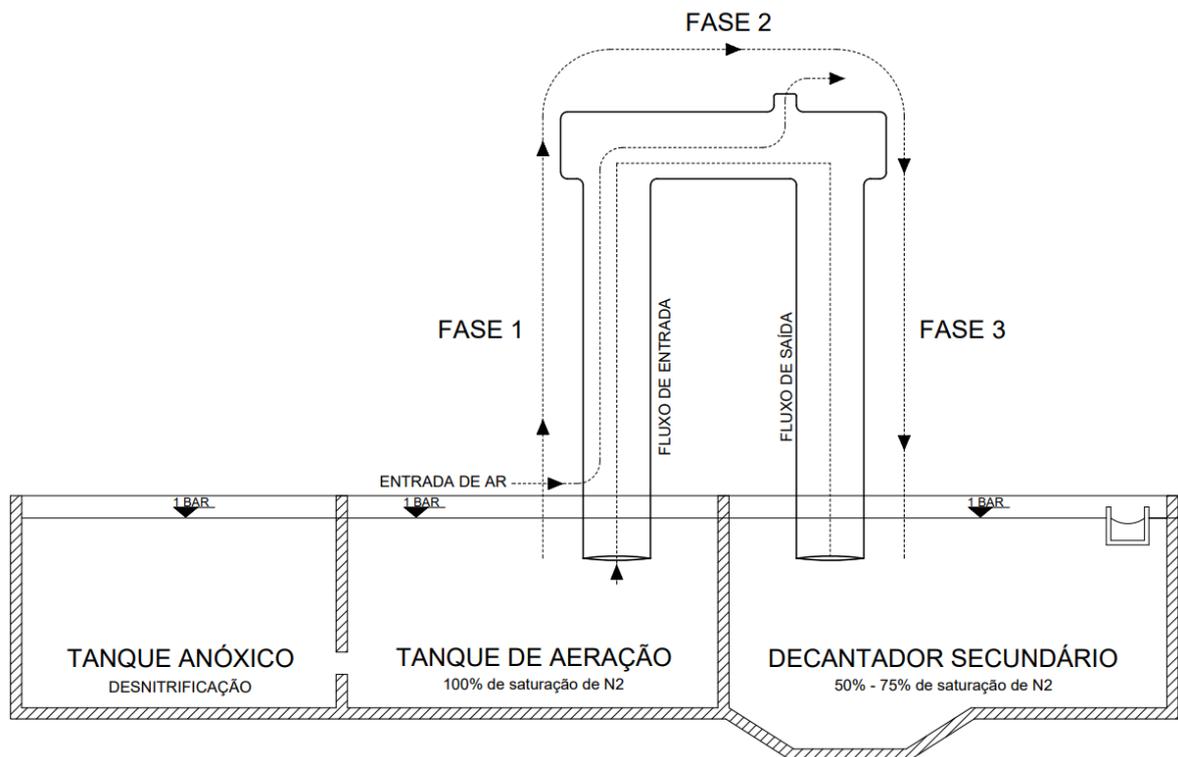
Abassi (2003) pesquisou a influência do vácuo na desintegração das paredes celulares através da sujeição do excesso de lodo produzido em sistemas de lodo ativado a condições de vácuo sob diferentes tempos de reação. Duas fases experimentais foram conduzidas nesta pesquisa: a desintegração do lodo e a digestão do lodo de esgoto sanitário, sendo o efluente da primeira fase utilizado na segunda fase. O estudo foi desenvolvido em um reator de bancada, construído em um cilindro de Plexiglas (15 cm de diâmetro e 35 cm de comprimento) conectados a uma bomba de vácuo e a um manômetro. O reator foi colocado sob uma placa magnética a fim de garantir uma mistura adequada durante o processo de aplicação de vácuo. O autor concluiu que a sujeição do excesso de lodo à pressão de vácuo provocou o aumento da hidrólise das células bacterianas, uma vez que a força hidrostática causada pelo vácuo sobre as células fez com que se ocorresse a liberação do conteúdo celular, aumentando assim a concentração de DQO no sobrenadante. Como resultado da desintegração das células, a digestão acelerada e melhorada do lodo proporcionou uma redução na quantidade de lodo gerada e, conseqüentemente, descartada (ABBASSI, 2003).

Maciejewski *et al.* (2013) apresentaram o primeiro estudo com o relato de melhorias em parâmetros relacionados a indicadores de desempenho dos processos

de tratamento de esgotos sanitários que passaram pelo processo de desgaseificação a vácuo do lodo. Até o momento, o método se mostrava altamente eficaz e eficiente na redução volumétrica do lodo ativado, porém, esse estudo reportou melhoria simultânea nos níveis de remoção DBO, DQO, SST e, em especial, quanto à remoção de nitrogênio total.

A pesquisa de Maciejewski *et al.* (2013) trouxe o relato de sistemas em funcionamento em pouco mais de quarenta estações de tratamento de efluentes pelo mundo, localizadas na Polônia, China e Finlândia, e com o foco principal na melhoria da sedimentabilidade e na redução da volumetria do lodo ativado. O sistema de desgaseificação a vácuo desenvolvido na Polônia possui uma tecnologia baseada na aspiração a vácuo de lodo, elevando-o através de um braço da unidade em forma de U (Figura 6) e liberando-o de volta para a corrente principal através do segundo braço. Nesse sistema, o processo de desgaseificação é baseado na Lei Henry de solubilidade do gás, que é uma função da pressão parcial dos gases acima de uma superfície líquida (GNIDA; SKONIECZNA, 2020).

Figura 6 – Esquema de instalação e funcionamento do processo de desgaseificação a vácuo de lodos ativados.



Fonte: Adaptado de Haghghatafshara *et al.* (2017).

Quando a mistura do lodo retorna ao decantador secundário, o gás nitrogênio dissolvido encontra-se abaixo dos níveis de saturação sob pressão atmosférica. Qualquer forma gasosa de nitrogênio produzido pela desnitrificação gerada na manta de lodo nos decantadores secundários pode dissolver-se na água em vez de formar bolhas de gás que flutuam no floculador. Devido ao tempo limitado de residência do líquido na zona de baixa pressão no topo da torre de vácuo, os valores teóricos de solubilidade em estado estável a baixa pressão não são alcançados. Uma estimativa conservadora, baseada na capacidade da água de dissolver o gás nitrogênio dos processos de desnitrificação em decantadores finais, foi que cerca de 30% a 50% do nitrogênio dissolvido foi removido no processo (MACIEJEWSKI *et al.*, 2013).

O objetivo da desgaseificação nos sistemas de lodos ativados é a remoção das bolhas de gás aprisionado entre focos de lodo para evitar a desnitrificação descontrolada no tanque de decantação. Durante o processo de sedimentação, ocorrem condições anóxicas no tanque de decantação secundário. Sob tais condições, as bactérias do lodo desnitrificam prontamente os nitratos presentes e moléculas de gás nitrogênio são formadas. Eles se acumulam e desprendem-se do líquido, fazendo com que alguns focos subam à superfície. O transporte de lodo para a superfície do tanque de decantação secundário é desvantajoso, uma vez que o lodo pode escapar do sistema para o receptor junto com o esgoto tratado. Além disso, a remoção de lodo do tanque de decantação de forma descontrolada pode afetar a concentração de lodo no sistema de recirculação e perturbar o controle do processo de circulação de lodo. Devido a isso, a redução na saturação de nitrogênio através da aplicação do vácuo favorece a melhoria no processo de sedimentação no tanque de decantação secundário (GNIDA; SKONIECZNA, 2020)

Gnida *et al.* (2021) avaliou o efeito da desgaseificação a vácuo no tratamento biológico de lodos ativados em escala real durante um período de quatro anos. Na primeira metade do estudo o sistema era clássico, no qual o efluente, após o reator biológico com nitrificação e desnitrificação, era direcionado aos decantadores. No segundo período, o sistema foi modificado para que o lodo do reator biológico fosse direcionado para o desgaseificador a vácuo e, após para os decantadores (sistema similar ao apresentado na Figura 6).

Uma melhoria significativa na capacidade de sedimentação do lodo foi registrada, o que permitiu aos operadores da planta aumentar a quantidade de

biomassa no reator biológico. Também foram identificadas diferenças na quantidade e qualidade do efluente em ambos os períodos. No entanto, a qualidade do efluente tratado, as eficiências de remoção de nutrientes e as taxas de remoção foram ligeiramente melhores no sistema com desgaseificação a vácuo. Uma melhoria foi alcançada não apenas para a eliminação das diferentes formas de nitrogênio, que por definição deveriam ser removidas como amônia e nitrogênio gasoso, mas também para compostos orgânicos expressos como DQO e fósforo. Como resultado da menor carga de lodo, a produção final de lodo foi 20% menor.

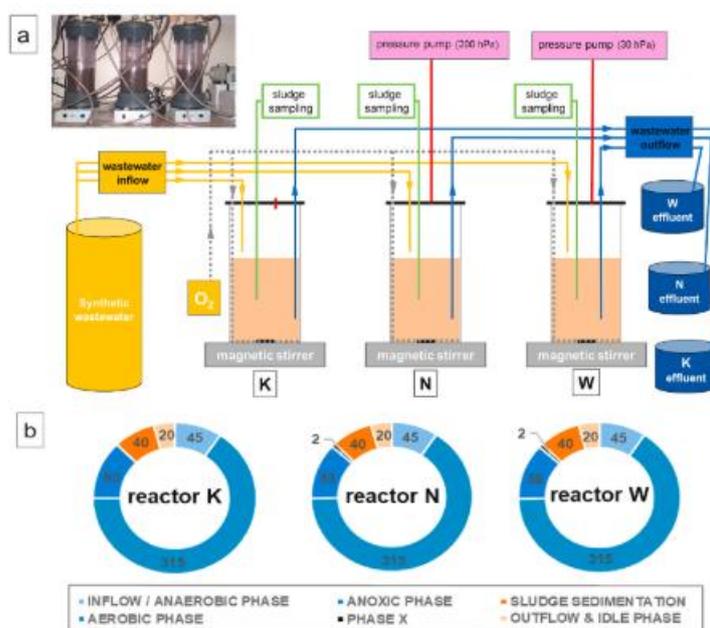
Com os registros de melhorias em parâmetros de qualidade do efluente em decorrência do processo de desgaseificação a vácuo, a questão que surge é se essa melhoria no grau de tratamento é resultado de um aumento da quantidade de biomassa envolvida no processo de tratamento ou decorrente da mudança de pressão que estimula as bactérias a aumentar sua atividade? (GNIDA; SKONIECZNA; 2021).

Até então nenhum estudo biológico sobre o efeito da aplicação intermitente de longo prazo do vácuo em lodo ativado havia sido publicado. Gnida e Skonieczna (2021) examinaram essa hipótese, e como a redução da pressão cíclica no sistema biológico afetava a atividade e a composição da biocenose bacteriana do lodo ativado e sua influência no processo de tratamento de águas residuais.

Três reatores de lote de sequenciamento em escala de bancada (Figura 7) foram operados por aproximadamente três meses. O ciclo de trabalho de dois deles incluiu uma etapa de desgaseificação a vácuo inserido entre a etapa de reação e a de sedimentação, além de um reator de controle, sem aplicação de vácuo. O único ciclo de tratamento de águas residuais consistia em abastecimento de águas residuais, fase de reação, fase X, fase de sedimentação e fase de disposição de lodo. Em dois reatores, a fase X foi realizada como uma fase de desgaseificação a vácuo de lodo ativado com licor misto, com 300 mbar em um reator e 30 mbar no outro. O vácuo de 300 mbar foi selecionado com base em pesquisa preliminar. No estudo de desgaseificação única de lodo ativado, essa pressão foi a mais alta que causou mudanças estatisticamente significativas na estrutura dos flocos de lodo ativado e na atividade microbiana em comparação com o lodo não desgaseificado. A segunda pressão aplicada de 30 mbar é semelhante à usada em escala técnica em uma estação de tratamento de águas residuais (50-30 mbar). O último sistema

serviu como um reator de controle (K) no qual nenhuma desgaseificação (pressão atmosférica) foi utilizada durante a fase X (GNIDA; SKONIECZNA; 2021).

Figura 7 – Configuração experimental e programação de ciclos do estudo de Gnida e Skonieczna (2021).



Fonte: Gnida e Skonieczna (2021).

A duração das fases foi a seguinte: 5 minutos de repouso, 40 minutos anaeróbio, 315 minutos aeróbio, 58 minutos anaeróbio seguido por 2 minutos de fase X, 40 minutos de sedimentação, 10 minutos de decantação e 10 minutos de fase ociosa. Na fase aeróbia, o oxigênio era fornecido por pedras difusoras colocadas no fundo dos reatores e mantidas em um nível de aproximadamente 3 mgO<sub>2</sub>/L (GNIDA; SKONIECZNA; 2021).

Como resultado, os autores identificaram que não houve diferenças significativas entre os reatores nos efeitos obtidos de remoção de nutrientes. Todos os reatores apresentaram remoções de compostos orgânicos em torno de 93%, e 40% e 58% de remoção de nitrogênio e fósforo, respectivamente. Porém, a comunidade bacteriana submetida ao vácuo foi mais rica em espécies desconhecidas e produziu mais polímeros extracelulares. A pesquisa identificou que o tratamento a vácuo de conjuntos bacterianos influencia sua existência, porém, o efeito está relacionado ao grau de vácuo. Essa foi a primeira pesquisa demonstrando os efeitos do vácuo intermitente em uma cultura bacteriana mista e sua biodiversidade.

### 2.4.2 Sistemas anaeróbios

Em processos de tratamento anaeróbio de esgotos sanitários, estima-se que de 30% a 40% do total de metano ( $\text{CH}_4$ ) produzido encontra-se na fase líquida, sendo liberado na atmosfera caso não sejam adotadas medidas de controle. Além disso, parte do sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) gerado durante o processo, permanece dissolvido no esgoto, sendo facilmente desprendido e ocasionando problemas como os maus odores e a corrosão. Diferentes tecnologias têm sido abordadas na literatura para fazer frente a estes dois elementos, sendo a utilização de câmaras de vácuo uma das alternativas para a recuperação do metano ( $\text{CH}_4$ ) e do sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios utilizados para o tratamento de esgoto (BIANCHETTI *et al.*, 2021).

A tecnologia de dessorção é utilizada há muitos anos para o tratamento da água potável, porém, há consideravelmente menor compreensão de sua implantação no âmbito dos esgotos sanitários. Tal tecnologia facilita o contato entre a água e o gás para permitir a separação dos gases dissolvidos ou compostos voláteis da fase líquida para a fase gasosa. O processo se dá a partir do momento em que a concentração da fase líquida ou gasosa está abaixo do valor previsto pela Lei de Henry, ocorrendo assim a transferência de massas entre as fases até que o equilíbrio seja alcançado por diminuição da fração molar ou pressão total da fase de gás, através do gás de varredura ou vácuo como força motriz (HEILE *et al.*, 2017).

Outro aspecto de extrema importância relacionado ao controle do metano dissolvido ( $\text{CH}_4$ ) e do sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) são as emissões atmosféricas. Minimizar as implicações ambientais dos gases de efeito estufa, odor e a pegada de carbono, bem como prevenir a perda de energia na forma de metano dissolvido não recuperado na parcela líquida do efluente, foram objetos do estudo desenvolvido por Lee *et al.* (2020).

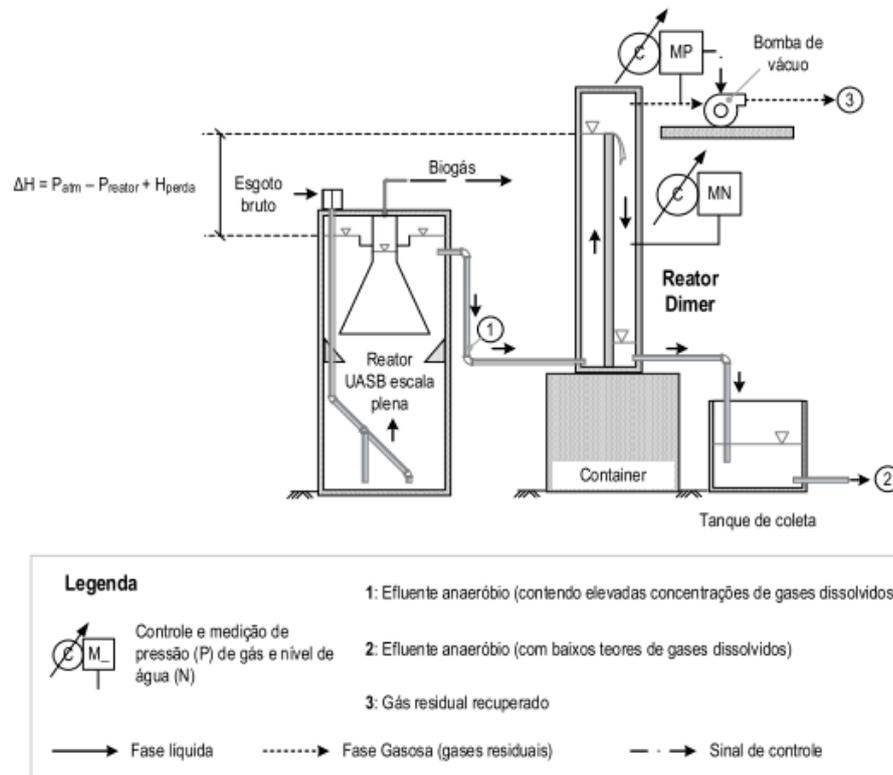
O estudo relatou a aplicação bem-sucedida de um projeto de três estágios de um desgaseificador a vácuo para a remoção simultânea de metano dissolvido ( $\text{CH}_4$ ) e sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) do efluente proveniente de um reator anaeróbio. Os resultados mostraram que a pulverização de afluente mediada por bico foi a maneira mais eficaz de aumentar a transferência de massa de gases dissolvidos da fase líquida para a fase gasosa em comparação com o modo de meio empacotado. A pressão negativa do vácuo, como força motriz da transferência de massa, controlava

principalmente a remoção do metano dissolvido ( $\text{CH}_4$ ), enquanto o pH desempenhou um papel vital na remoção do sulfeto de hidrogênio dissolvido ( $\text{H}_2\text{S}$ ). A eficiência máxima de desgaseificação em relação ao metano ( $\text{CH}_4$ ) foi de 94%, enquanto a de sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) foi de 88% com as respectivas concentrações finais de  $<4$  mg/L como equivalente de DQO e 1,5 mg/L, respectivamente. Embora uma ampla faixa de eficiências de remoção de metano ( $\text{CH}_4$ ) de 54% e 94%, sob diferentes condições experimentais, atestar a viabilidade dessa tecnologia, a neutralidade de carbono do processo foi realizada apenas em mais de 90% dos casos de recuperação de metano ( $\text{CH}_4$ ). Portanto, devido à eficiência, positividade energética e neutralidade de carbono, desgaseificadores a vácuo podem ser explorados como uma alternativa sustentável e promissora para a remoção de gás dissolvido de efluentes anaeróbios (LEE *et al.* 2020).

Dentre as alternativas de sistemas a vácuo para recuperação de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios (torres com enchimento, torres de spray, torres de pratos e reatores de lâmina líquida fina), uma parceria entre o Brasil e a Alemanha está promovendo pesquisas em escala piloto da tecnologia desenvolvida pela DiMeR GmbH® em cooperação com a Universidade Leibniz de Hanover em um projeto de pesquisa para pequenas e médias empresas financiadas pelo Ministério Alemão de Educação e Pesquisa. Trata-se de uma câmara de dessorção à vácuo, instalada em conjunto de sistemas anaeróbios (NELTING *et al.*, 2021).

Nessa tecnologia, apresentada esquematicamente na Figura 8, o efluente dos reatores anaeróbios escoava para o reator DiMeR® (câmara de dessorção à vácuo) através de uma fina camada com grande contato com a superfície, e produz turbulência, possibilitando o processo de desgaseificação. Nesse momento, simultaneamente, o vácuo é aplicado no reator, fazendo com que a solubilidade dos gases dissolvidos seja reduzida artificialmente de modo que o processo de desgaseificação seja intensificado (NELTING *et al.*, 2021).

Figura 8 – Fluxograma da câmara de dessorção a vácuo – sistema piloto com reator DiMeR.



Fonte: Nelting *et al.*, (2021).

As avaliações em escala piloto da tecnologia DiMeR® demonstraram eficiências de recuperação de metano dissolvido ( $\text{CH}_4$ ) variando de 40% a 80% e de sulfeto de hidrogênio dissolvido ( $\text{H}_2\text{S}$ ) na ordem de 24%. Considerando esses resultados, a concentração de metano ( $\text{CH}_4$ ) do gás de exaustão do reator DiMeR® é de 20% a 40%, sendo que, dessa maneira, como não ocorre a mistura com o oxigênio, é possível um armazenamento, condicionamento e recuperação de energia de modo comum e mais econômico (NELTING *et al.*, 2021).

Autores citam que o uso de câmaras a vácuo em sistemas anaeróbios ainda é incipiente em estações de tratamento de esgoto brasileiras no que diz respeito à recuperação de metano dissolvido ( $\text{CH}_4$ ) e de sulfeto de hidrogênio dissolvido ( $\text{H}_2\text{S}$ ), sendo necessários estudos mais aprofundados quanto sua eficiência e capacidade para atendimento em escala real (BIANCHETTI *et al.*, 2021; SANTOS, 2019).

### **2.4.3 Configurações de diferentes processos e pesquisas com a utilização da tecnologia do vácuo no tratamento de esgoto sanitário**

A adoção da tecnologia do vácuo para etapas do tratamento de esgotos sanitários trata-se um processo relativamente novo, com pesquisas desenvolvidas em diferentes segmentos de atuação. No Quadro 1 são apresentados trabalhos e pesquisas relacionadas a tratamentos aeróbios e anaeróbios os quais foram utilizadas câmaras de vácuo em alguma etapa do tratamento. Além das informações relacionadas à pesquisa, é descrita a etapa em que o vácuo foi utilizado, o material constituinte da câmara de vácuo, a escala de estudo, a pressão aplicada e o tempo em que o esgoto sanitário ficou submetido à baixa pressão.

Quadro 1 – Pesquisas relacionadas à tecnologia do vácuo no tratamento de esgotos sanitários.

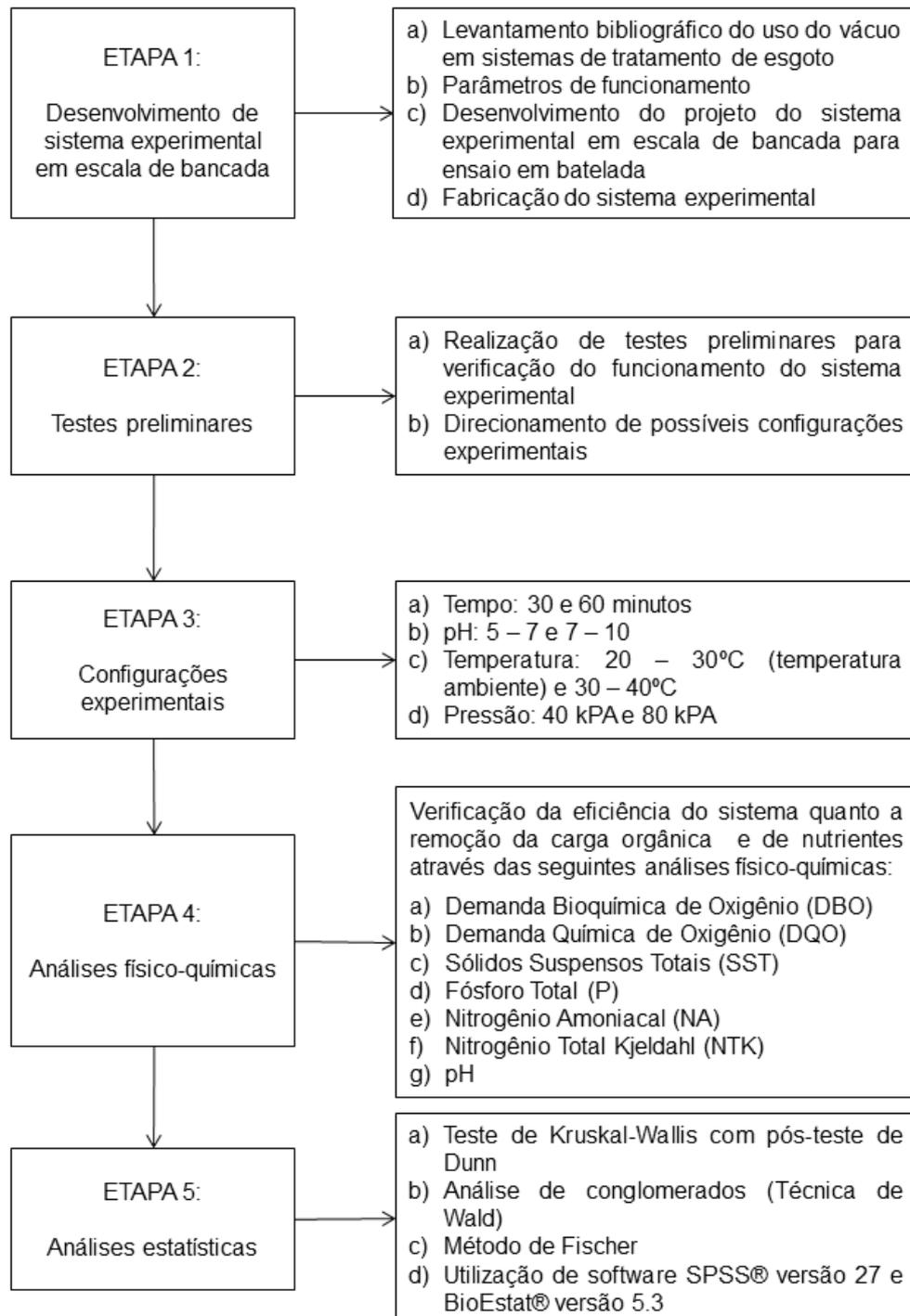
Artigo/pesquisa	Etapa e/ou processo do tratamento em que o vácuo foi utilizado	Material constituinte da câmara de vácuo	Escala do estudo	Vácuo (kPA)	Tempo (segundos)
From municipal/industrial wastewater sludge and FOG to fertilizer: A proposal for economic sustainable sludge management (BRATINA <i>et al.</i> , 2016)	Tratamento de lodo	Ferro fundido/aço	Bancada	3 kPA	-
Diversity among activated sludge in vacuum degassed laboratory systems (GNIDA; SKONIECZNA (2021).)	Tratamento de esgoto sanitário	Acrílico	Bancada	3 kPA 30 kPA	120
Laboratory-scale assessment of vacuum-degassed activated sludge for improved settling properties (HAGHIGHATAFCHAR <i>et al.</i> , 2017)	Tratamento de lodo	Acrílico	Bancada	40 kPA	30
Vacuum treatment changes characteristics of activated sludge (GNIDA; SKONIECZNA, 2020)	Tratamento de lodo	Inox	Real	98 kPA	300 - 1800
Mixed liquor vacuum degassing (mlvd) – A highly effective and efficient method of activated sludge bulking and flush-out prevention in the wastewater treatment, with simultaneous improvement of total nitrogen removal (MACIEJEWSKI <i>et al.</i> , 2013)	Tratamento de lodo	Acrílico	Bancada	50 kPA	1800
Improvement of anaerobic sludge digestion by disintegration of activated sludge using vacuum process (ABBASSI, 2003)	Tratamento de lodo	Acrílico	Bancada	2 kPA	300, 600, 900, 1200 e 1800
Process optimization and energy analysis of vacuum degasifier systems for the simultaneous removal of dissolved methane and hydrogen sulfide from anaerobically treated wastewater (LEE <i>et al.</i> , 2020)	Tratamento de esgoto sanitário	Acrílico	Bancada	8 kPA	30

Fonte: Elaborado pelo autor.

### 3 METODOLOGIA

Neste capítulo são apresentados todos os procedimentos e métodos aplicados para realização da presente pesquisa. A metodologia da pesquisa foi dividida em 05 (cinco) etapas as quais estão resumidas no fluxograma da Figura 9.

Figura 9 – Etapas da metodologia da pesquisa.



Fonte: Elaborado pelo autor.

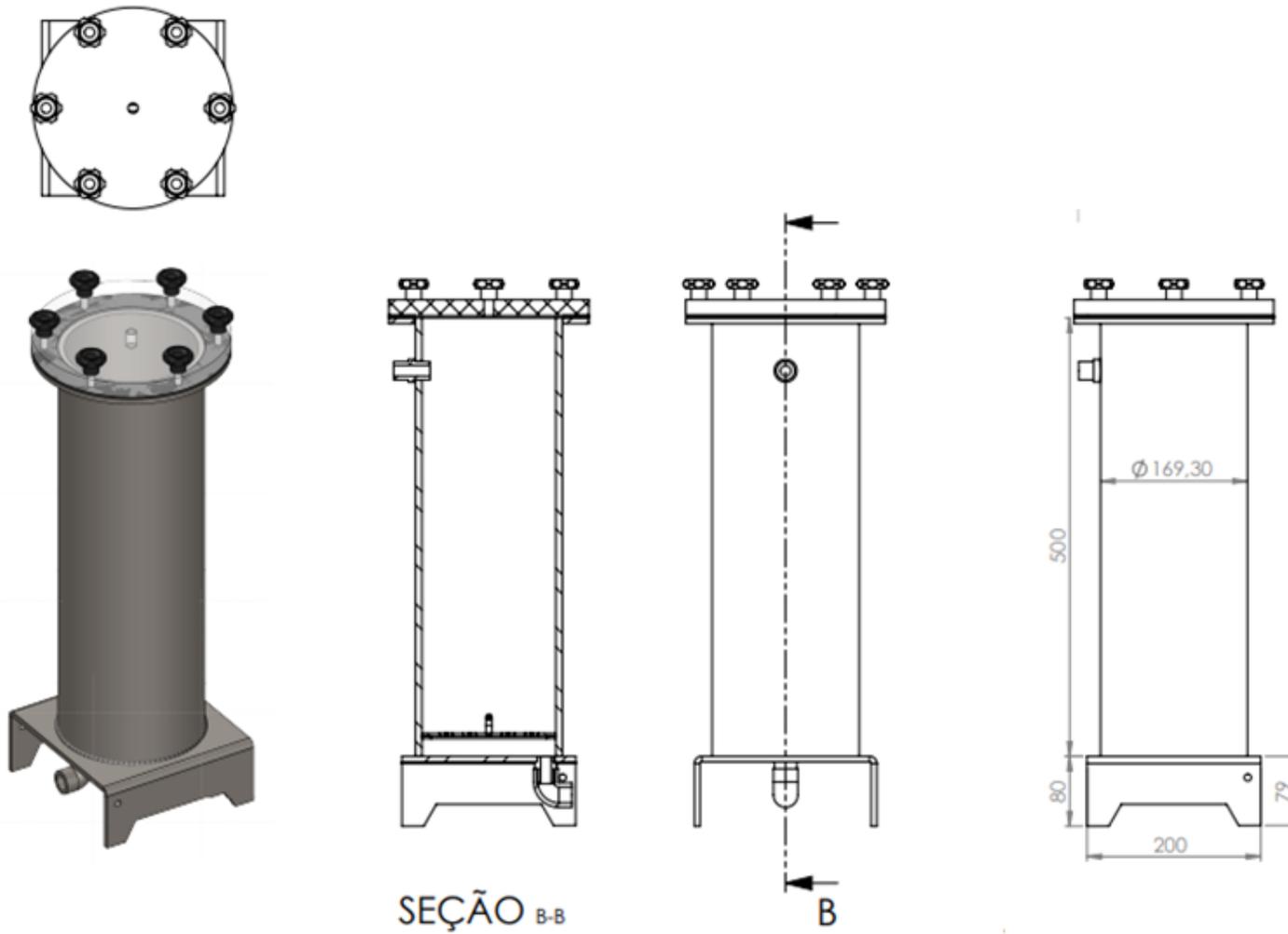
### 3.1 SISTEMA EXPERIMENTAL

Para a determinação das configurações físicas e das capacidades técnicas do sistema experimental adotado nesta pesquisa, foi realizado o levantamento das variáveis abordadas em cada estudo apresentado na fundamentação teórica, a fim de determinar em qual escala a pesquisa foi realizada (bancada, piloto ou real), material constituinte da câmara do vácuo, pressões aplicadas e tempo de aplicação do vácuo. Esses dados são apresentados no Quadro 1, localizado no item 2.4.3 deste trabalho.

A partir da compilação desses estudos, definiu-se um sistema experimental desenvolvido para esta pesquisa, composto por: (a) uma câmara de vácuo; (b) uma bomba de vácuo; (c) um vacuostato e (d) uma fonte de energia. Por critérios econômicos, aproveitamento de peças disponíveis e visando a durabilidade do equipamento, a câmara de vácuo foi confeccionada em ferro fundido, recebendo duas demãos de pintura eletrostática para acabamento e proteção contra corrosão. A fim de atender às variações de vácuo aplicadas nos estudos encontrados na fundamentação teórica, o sistema experimental é composto por uma bomba de vácuo a pistão isenta de óleo, com potência de 13 HP, marca Ergovac®, capaz de proporcionar ao sistema um vácuo de até 85 kPA.

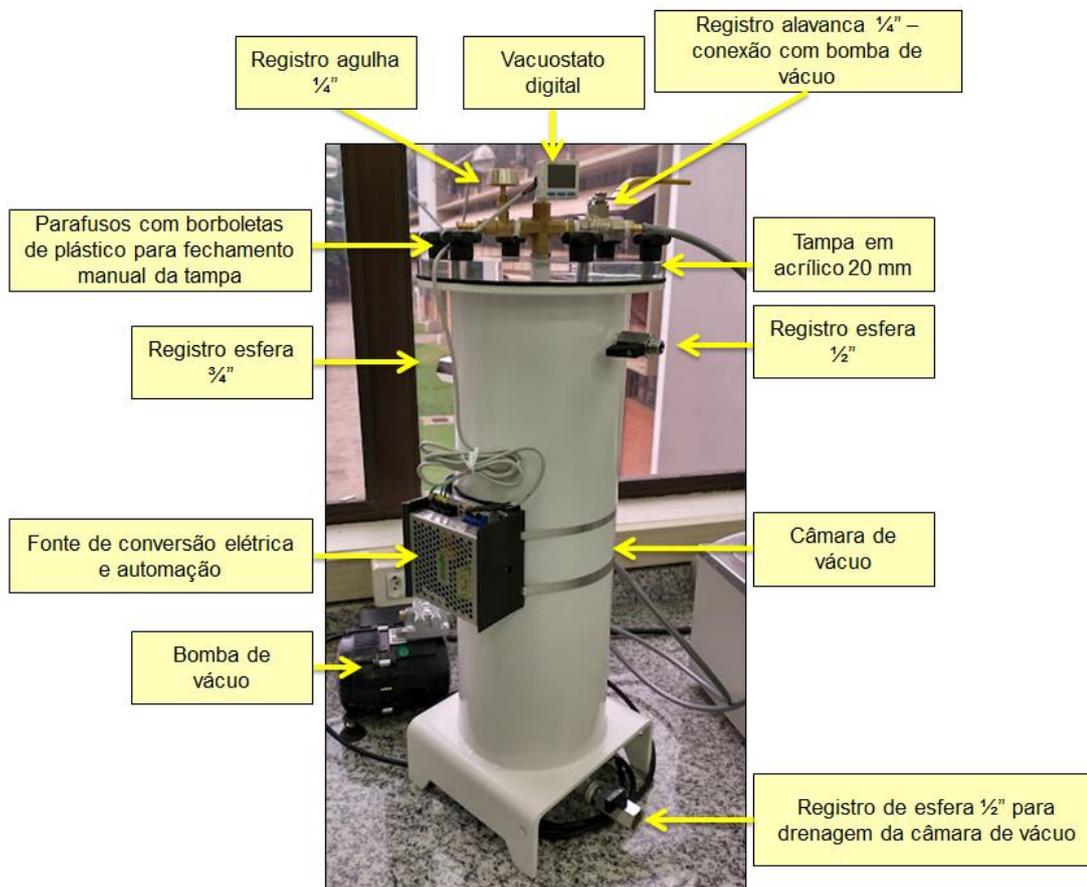
Para garantir a precisão nas medições de pressão no interior da câmara de vácuo, foi instalado um conjunto composto por um vacuostato digital da marca Rohs®, modelo ISE20B e uma fonte 220V–24V da marca Epsitron New Eco®, para prover a alimentação elétrica do equipamento e possíveis programações e automações que se fizerem necessárias. Na Figura 10 é apresentado o projeto de fabricação da câmara de vácuo e na Figura 11 apresenta-se a imagem do sistema concebido e seus componentes.

Figura 10 – Projeto da câmara de vácuo.



Fonte: Elaborado pelo autor (medidas em mm).

Figura 11 – Sistema experimental e seus componentes.



Fonte: Registrado pelo autor.

A câmara de vácuo possui um volume útil de 9 litros. Foram instalados registros para drenagem da câmara de vácuo, controle da pressão interna e registros adicionais para o caso da necessidade de futuras adaptações metodológicas para trabalhos futuros.

### 3.2 GRUPOS E OPERAÇÕES EXPERIMENTAIS

A partir da conclusão do sistema experimental, foram realizados testes preliminares com o objetivo de verificar o funcionamento do sistema e auxiliar na definição dos sistemas experimentais propostos. Para a verificação de funcionamento da câmara de vácuo, objeto dos testes preliminares, foi selecionado o parâmetro de nitrogênio amoniacal (NA) como unidade de mensuração a ser analisado em cada um dos cenários. O detalhamento em relação à metodologia, os

resultados e análises dos testes preliminares são apresentados no Apêndice A – Testes Preliminares.

Como embasamento técnico-científico, as configurações experimentais foram definidas com base nos trabalhos desenvolvidos por Gnida e Skonieczna (2021), nos dados coletados e apresentados no Quadro 1 – Pesquisas relacionadas à tecnologia do vácuo no tratamento de esgotos sanitários – e nas informações obtidas através dos testes preliminares (ver Apêndice A). As compilações dessas informações resultaram em quatro variáveis para análise:

- a) pressão (vácuo): para analisar a influência do nível do vácuo, foram adotadas duas variações de pressão, sendo 40 kPa e 80 kPa. A pressão foi propiciada e controlada através de uma bomba de vácuo a pistão, registros e vacuostato digital (Figura 12);
- b) tempo de exposição ao vácuo: para analisar a influência do tempo de exposição ao vácuo, foram adotadas duas variações de tempo, sendo 30 e 60 minutos;
- c) pH: a elevação de pH favorece a volatilização da amônia, sendo assim, adotou-se duas faixas de pH como variáveis de análise. A primeira faixa com pH variando entre 5 e 7 (pH original do esgoto sanitário), e a segunda faixa com uma variação entre 7 e 10. O ajuste para o pH mais elevado se deu através da adição de solução de hidróxido de sódio e solução tampão.
- d) temperatura: uma vez que há indicações na literatura de que a temperatura influencia nos resultados finais do processo de desgaseificação a vácuo, apresentado tendências opostas conforme a temperatura ambiente (GNIDA; SKONIECZNA, 2020), realizou-se o monitoramento da eficiência do sistema a uma temperatura de 40°C. Para atingir a temperatura estipulada, a câmara de vácuo foi posicionada no interior do recipiente de banho-maria digital (Figura 13). Ajustada a temperatura desejada de 40°C, aguardou-se até que o efluente no interior da câmara atingisse a mesma temperatura para então iniciar a aplicação do vácuo.

Figura 12 – Controle do vácuo.



Fonte: Registrada pelo autor.

Figura 13 – Metodologia para obtenção da temperatura de 40°C.



Fonte: Registrada pelo autor.

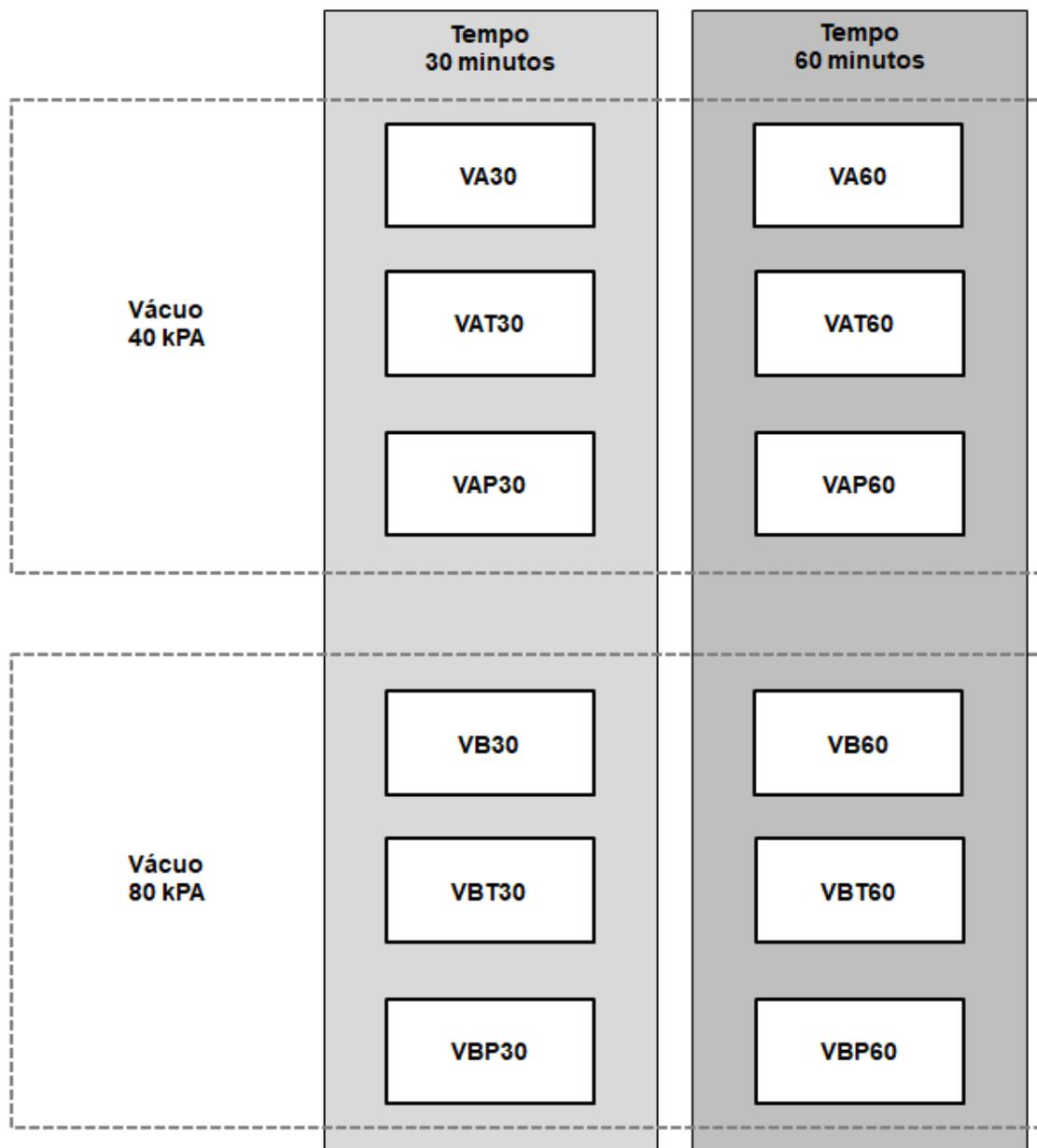
A fim de proporcionar a movimentação do líquido no interior da câmara de vácuo e promover a alternância da superfície ar-líquido, para todas as operações foi realizada a recirculação constante do efluente no interior da câmara de vácuo. Tal movimento foi realizado por uma bomba submersa marca Boyo® SP-500, com uma capacidade de vazão de 150 L/h. Com resultados insatisfatórios nos testes preliminares, não foi adotada a aeração nos sistemas experimentais propostos.

Visto que foram realizadas três sequências experimentais (em função das variáveis de temperatura e pH) em duas variações de vácuo (40 kPA e 80 kPA) e tempo (30 e 60 minutos), a execução completa de uma rodada da configuração

experimental necessitou de doze operações. O fluxograma apresentado na Figura 14 apresenta, esquematicamente, as configurações experimentais realizadas, sendo:

- a) VA30 – Esgoto bruto submetido ao vácuo de 40 kPa pelo período de 30 minutos;
- b) VA60 – Esgoto bruto submetido ao vácuo de 40 kPa pelo período de 60 minutos;
- c) VAT30 – Esgoto bruto submetido ao vácuo de 40 kPa pelo período de 30 minutos a uma temperatura de 40°C;
- d) VAT60 – Esgoto bruto submetido ao vácuo de 40 kPa pelo período de 60 minutos a uma temperatura de 40°C;
- e) VAP30 – Esgoto bruto submetido ao vácuo de 40 kPa pelo período de 30 minutos com alteração do pH (>9,5);
- f) VAP60 – Esgoto bruto submetido ao vácuo de 40 kPa pelo período de 60 minutos com alteração do pH (>9,5);
- g) VB30 – Esgoto bruto submetido ao vácuo de 80 kPa pelo período de 30 minutos;
- h) VB60 – Esgoto bruto submetido ao vácuo de 80 kPa pelo período de 60 minutos;
- i) VBT30 – Esgoto bruto submetido ao vácuo de 80 kPa pelo período de 30 minutos a uma temperatura de 40°C;
- j) VBT60 – Esgoto bruto submetido ao vácuo de 80 kPa pelo período de 60 minutos a uma temperatura de 40°C;
- k) VBP30 – Esgoto bruto submetido ao vácuo de 80 kPa pelo período de 30 minutos com alteração do pH (>9,5);
- l) VBP60 – Esgoto bruto submetido ao vácuo de 80 kPa pelo período de 60 minutos com alteração do pH (>9,5).

Figura 14 – Configurações experimentais.



Fonte: Elaborado pelo autor.

### 3.2.1 Determinação do tamanho amostral

O cálculo do tamanho amostral foi realizado com o objetivo de determinar o número de rodadas a serem realizadas no experimento, tendo como base os dados do próprio experimento. Inicialmente, foi fixado o poder do estudo em 0,7 (70%), para a mostra composta por 12 (doze) grupos, com a diferença mínima esperada entre as médias (1,6), o erro quadrático médio de 16,9. Pela aplicação da Equação

10 (ZAR, 2010) foi calculado o tamanho amostral total do estudo em  $n=78$ , sendo o tamanho da amostra arredondado de 6,5 para  $n=7$  rodadas.

$$n = 2 k s^2 (\varphi/\delta)^2 \text{ (Equação 10)}$$

Sendo:

$\varphi$ : Poder do teste (0.7)

$\delta$ : Mínima diferença entre as médias (1.6)

$n$ : Tamanho da amostra

$k$ : número de grupos (12)

$s^2$ : Erro quadrático médio (16.9)

### 3.3 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

As variáveis analisadas nesta pesquisa estão apresentadas no Quadro 2. As análises foram realizadas para as amostras afluentes (esgoto sanitário bruto) e amostras efluentes (após-sistema experimental). As análises físico-químicas foram realizadas de acordo com os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2012).

Quadro 2 – Análises físico-químicas e métodos de análise.

Parâmetro	Ensaio	Descrição	Método
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio	Representa o consumo total de oxigênio, ao final de vários dias, requerida pelos micro-organismos para a estabilização bioquímica da matéria orgânica.	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition, 2012.</i> Método 5210 D.
DQO	Demanda Química de Oxigênio	Representa a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, quimicamente, a matéria orgânica carbonácea.	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition, 2012.</i> Método 5220 B.
P	Fósforo Total	Representa a quantidade de substâncias de fósforo, nas formas: orgânica; inorgânica complexa (polifosfatos) e ortofosfato inorgânicos solúveis presentes no esgoto sanitário,	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition, 2012.</i> Método 4500 E
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrogênio Amoniacal	O nitrogênio amoniacal corresponde a soma dos teores de nitrogênio (N-NH <sub>3</sub> + N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) de cada uma das formas (ionizada e não ionizada).	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition, 2012.</i> Método 4500 B
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl	O teor de nitrogênio total é a soma do nitrogênio amoniacal e orgânico, denominado de nitrogênio total Kjeldahl, acrescido das concentrações de nitrito e nitrato.	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition, 2012.</i> Método 4500 A
SST	Sólidos Suspensos Totais	Fração de sólidos inorgânicos e orgânicos que não são filtráveis (não dissolvidos).	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition, 2012.</i> Método 2540 D
pH	Potencial hidrogeniônico	A medida do pH indica a acidez ou basicidade de uma solução	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition, 2012.</i> Método 4500 B

Fonte: Elaborado pelo autor.

### 3.3.1 Coleta, acondicionamento e preparo das amostras

O esgoto bruto utilizado no desenvolvimento desta pesquisa foi coletado na estação de tratamento de esgoto (ETE) da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS. O ponto de coleta se deu junto à primeira calha Parshall, imediatamente após o gradeamento inicial (Figura 15). A infraestrutura utilizada para o desenvolvimento da pesquisa foi instalada no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – Campus São Leopoldo/RS.

Figura 15 – Ponto de coleta das amostras de esgoto sanitário bruto.



Fonte: Registrado pelo autor.

A coleta de amostras para as 07 (sete) rodadas experimentais ocorreram entre os meses de julho e dezembro de 2022. Devido à sequência experimental e períodos necessários para a realização dos testes, a execução de uma rodada completa, ou seja, contemplando os 12 (doze) grupos experimentais e a análise de 07 (sete) variáveis, foram realizadas em momentos distintos, conforme apresentado no cronograma abaixo (Quadro 3).

Quadro 3 – Cronograma de coletas e amostragens.

GRUPOS EXPERIMENTAIS		VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30	VAP60	VB30	VB60	VBT30	VBT60	VBP30	VBP60
RODADAS	1ª	Coleta 1	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 1	Coleta 1	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 1
	2ª	Coleta 2	Coleta 2	Coleta 3	Coleta 3	Coleta 4	Coleta 4	Coleta 2	Coleta 2	Coleta 3	Coleta 3	Coleta 4	Coleta 4
	3ª	Coleta 3	Coleta 3	Coleta 5	Coleta 5	Coleta 6	Coleta 6	Coleta 3	Coleta 3	Coleta 5	Coleta 5	Coleta 6	Coleta 6
	4ª	Coleta 4	Coleta 4	Coleta 7	Coleta 7	Coleta 1	Coleta 1	Coleta 4	Coleta 4	Coleta 7	Coleta 7	Coleta 1	Coleta 1
	5ª	Coleta 5	Coleta 5	Coleta 11	Coleta 11	Coleta 8	Coleta 8	Coleta 5	Coleta 5	Coleta 11	Coleta 11	Coleta 8	Coleta 8
	6ª	Coleta 7	Coleta 7	Coleta 9	Coleta 9	Coleta 1	Coleta 1	Coleta 7	Coleta 7	Coleta 9	Coleta 9	Coleta 1	Coleta 1
	7ª	Coleta 6	Coleta 6	Coleta 10	Coleta 10	Coleta 12	Coleta 12	Coleta 6	Coleta 6	Coleta 10	Coleta 10	Coleta 12	Coleta 12
Coleta 1 – Realizada em julho de 2022 Coleta 2 – Realizada em julho de 2022 Coleta 3 – Realizada em agosto de 2022 Coleta 4 – Realizada em agosto de 2022 Coleta 5 – Realizada em setembro de 2022 Coleta 6 – Realizada em setembro de 2022 Coleta 7 – Realizada em outubro de 2022 Coleta 8 – Realizada em outubro de 2022 Coleta 9 – Realizada em novembro de 2022 Coleta 10 – Realizada em novembro de 2022 Coleta 11 – Realizada em dezembro de 2022 Coleta 12 – Realizada em dezembro de 2022													

Fonte: Elaborado pelo autor.

As coletas das amostras foram realizadas com o auxílio de um amostrador para líquidos. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em frascos de plásticos previamente higienizados e enxugados com HCl 1:1. O transporte até o Laboratório de Saneamento Ambiental foi realizado imediatamente após as coletas, sendo estas transportadas em caixas plásticas.

Já no laboratório, os diferentes frascos foram dispostos em um recipiente maior a fim de promover a mistura e uma maior homogeneidade da amostra, uma vez que, em cada coleta foram amostrados cerca de 20 litros de esgoto sanitário bruto. Após a homogeneização, as amostras retornaram para os frascos de plástico com capacidade de 2 litros até o momento da aplicação do método analítico. As aplicações dos métodos experimentais e as análises físico-químicas, quando possível, foram realizadas no mesmo dia da coleta ou no decorrer dos dias seguintes. Para isso, sempre que necessário, as amostras foram preservadas e armazenadas seguindo as diretrizes apresentadas no Quadro 4. Na Figura 16 é apresentado o padrão de armazenamento das amostras.

Quadro 4 – Condições de preservação e armazenamento das amostras.

Parâmetro	Frasco	Preservação	Tempo máximo de estocagem
DBO <sub>5</sub>	Plástico	Refrigeração a temperatura >0°C e =6°C	6 horas
DQO	Vidro	Adição de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> até pH < 2. Refrigeração a temperatura >0°C e =6°C	7 dias
Sólidos	Plástico	Refrigeração a temperatura >0°C e =6°C	7 dias
Nitrogênio Amoniacal	Plástico	Adição de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> até pH < 2. Refrigeração a temperatura >0°C e =6°C	7 dias
Nitrogênio Total Kjeldahl	Plástico	Adição de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> até pH < 2. Refrigeração a temperatura >0°C e =6°C	7 dias
Fósforo Total	Plástico	Adição de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> até pH < 2. Refrigeração a temperatura >0°C e =6°C	28 dias
pH	Plástico	Análise imediatamente após a coleta ou experimento	-

Fonte: Adaptado de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition (2012).

Figura 16 – Armazenamento e preservação das amostras.



Fonte: Registrado pelo autor.

### 3.3.2 Avaliação quanto à remoção de matéria orgânica

Para a avaliação da influência do vácuo em relação à remoção da carga orgânica foram estabelecidos os seguintes parâmetros para análise:

- a) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): análises realizadas em laboratório externo;
- b) Demanda Química de Oxigênio (DQO): análises realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS;
- c) Sólidos Suspensos Totais (SST): análises realizadas em laboratório externo.

Para as análises realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, os ensaios foram realizados em duplicata, sendo adotados os valores médios com diferença inferior a 5%. Para

as análises realizadas em laboratório externo, os valores foram apresentados em conjunto com a incerteza, sendo estas apresentadas na Tabela 5.

### 3.3.3 Avaliação quanto à remoção de nutrientes

Para a avaliação da influência do vácuo em relação à remoção de nutrientes foram estabelecidos os seguintes parâmetros para análise:

- a) Nitrogênio Amoniacal (NA): análises realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS e em laboratório externo;
- b) Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK): análises realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS e em laboratório externo;
- c) Fósforo Total (P): análises realizadas em laboratório externo.

Para as análises realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, os ensaios foram realizados em duplicata, sendo adotados os valores das médias com diferença inferior a 5%. Para as análises realizadas em laboratório externo, os valores foram apresentados em conjunto com a incerteza, sendo estas apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 – Incerteza dos parâmetros analisados em laboratório externo.

Parâmetro	Incerteza (mg/L)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	-
Sólidos Suspensos Totais (SST)	5,90
Nitrogênio Amoniacal (NA)	0,93
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	1,20
Fósforo Total (P)	0,15

Fonte: Adaptado de Central Analítica Instituto de Ciências Criativas e Tecnológicas - ICCT

### 3.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

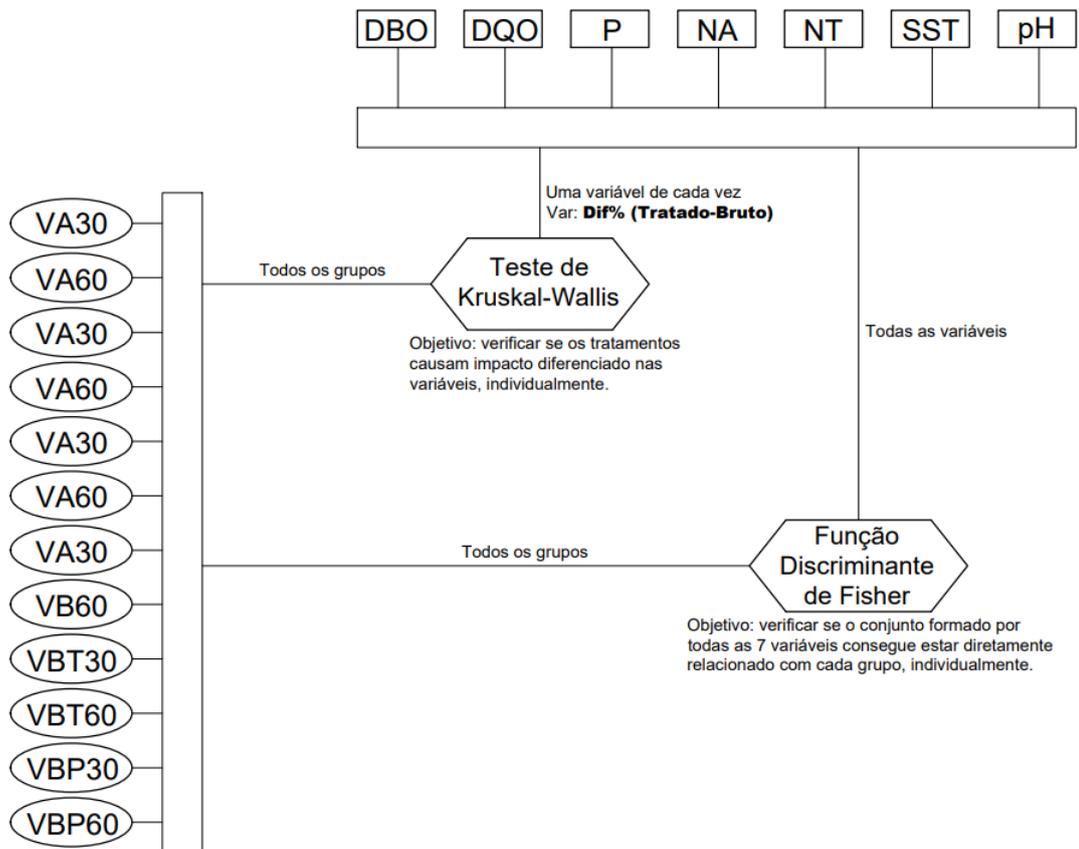
Para analisar os dados dos 12 (doze) grupos experimentais foram aplicados métodos estatísticos descritivos e inferenciais. As variáveis quantitativas foram

apresentadas por medidas de tendência central e de variação e tiveram a normalidade avaliada através do Teste de Shapiro-Wilk. Na parte inferencial foram aplicados os seguintes métodos:

- a) para comparar os 12 (doze) grupos foi aplicado Teste de Kruskal-Wallis com pós-teste de Dunn;
- b) para verificar se o conjunto formado por todas as 07 (sete) variáveis conseguem estar diretamente relacionadas com cada grupo, as médias e as medianas dos valores das variações (%) de DBO, DQO, P, NA, NTK, SST e pH foram submetidos à Análise de Conglomerados com o método de agregação pela variância mínima (Técnica de Wald) com base na distância de Chgebishev, sem padronização dos escores;
- c) as equações discriminantes foram elaboradas com base no método de Fisher (AYRES, *et al*, 2006);
- d) foi previamente fixado erro alfa de 5% para rejeição de hipótese nula ( $p < 0,05$ );
- e) o processamento estatístico foi realizado nos programas BioEstat® versão 5.3 e SPSS® versão 27.

Um resumo esquemático das análises estatísticas realizadas nesta pesquisa é apresentado na Figura 17.

Figura 17 – Análises estatísticas aplicadas no estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor.

## **4 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS**

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos nessa pesquisa. Os resultados são apresentados com base em cada variável físico-química analisada, bem como a influência dos fatores pressão (vácuo), tempo, temperatura e alteração do pH nos resultados obtidos. Vale destacar que o foco desta pesquisa foi identificar o efeito do vácuo sobre o esgoto sanitário bruto, em especial no que tange a remoção da carga orgânica e de nutrientes. Dessa maneira, a título de análise comparativa, serão discutidos neste capítulo resultados de trabalhos e pesquisas que utilizaram a tecnologia do vácuo como uma das etapas no processo tratamento do esgoto sanitário, sendo essa através de sistemas anaeróbios ou aeróbios.

### **4.1 REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA**

#### **4.1.1 Análises da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

Na Tabela 6 são apresentados os valores da DBO para cada uma das rodadas experimentais, para o esgoto bruto e o esgoto após-sistema experimental. Na Tabela 7 é apresentada a comparação dos grupos em relação a DBO. O Teste de Kruskal-Wallis evoluiu para o p-valor  $<0.0001$ , o qual indica que existe diferença altamente significativa entre os grupos. Os detalhes destas diferenças (comparações possíveis) são apresentados no Gráfico 1, onde as letras minúsculas diferentes indicam diferença estatisticamente significante entre os grupos.

Tabela 6 – Análises da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio).

7ª	6ª	5ª	4ª	3ª	2ª	1ª	GRUPOS EXPERIMENTAIS											
							VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30	VAP60	VB30	VB60	VBT30	VBT60	VBP30	VBP60
							Esgoto Bruto (mg/L)											
							Esgoto após-sistema experimental (mg/L)											
							Δ (%)											
175,0	160,0	500,0	110,0	410,0	210,0	140,0	140,0	210,0	410,0	210,0	210,0	140,0	140,0	210,0	410,0	210,0	210,0	210,0
152,0	145,0	463,0	100,0	390,0	204,0	133,0	133,0	204,0	390,0	204,0	133,2	140,0	140,0	204,0	390,0	204,0	133,0	133,0
-13,1	-9,4	-7,4	-9,1	-4,9	-2,9	-5,0	-5,0	-2,9	-4,9	-2,9	-36,6	0,00	0,00	-7,1	-4,9	-2,9	-5,0	-5,0
175,0	160,0	500,0	110,0	410,0	210,0	140,0	140,0	210,0	410,0	210,0	210,0	140,0	140,0	210,0	410,0	210,0	210,0	210,0
152,0	141,0	410,0	110,0	384,0	196,0	134,0	134,0	196,0	384,0	196,0	134,0	140,0	140,0	196,0	384,0	196,0	134,0	134,0
-13,1	-11,9	-18,0	0,0	-6,3	-6,7	-4,3	-4,3	-6,7	-6,3	-6,7	-4,3	0,00	0,00	-4,3	-6,3	-6,7	-4,3	-4,3
315,0	310,0	320,0	160,0	500,0	410,0	210,0	210,0	410,0	500,0	410,0	210,0	140,0	140,0	410,0	500,0	410,0	210,0	210,0
194,2	195,0	193,3	160,0	250,0	230,0	133,2	133,2	230,0	250,0	230,0	133,2	140,0	140,0	230,0	250,0	230,0	133,2	133,2
-36,4	-40,2	-32,6	0,0	-50,0	-43,9	-36,6	-36,6	-43,9	-50,0	-43,9	-36,6	0,00	0,00	-43,9	-50,0	-43,9	-36,6	-36,6
315,0	310,0	320,0	160,0	500,0	410,0	210,0	210,0	410,0	500,0	410,0	210,0	140,0	140,0	410,0	500,0	410,0	210,0	210,0
185,6	185,0	186,3	160,0	250,0	210,0	125,0	125,0	210,0	250,0	210,0	125,0	140,0	140,0	210,0	250,0	210,0	125,0	125,0
-39,7	-44,6	-34,8	0,0	-50,0	-48,8	-40,5	-40,5	-48,8	-50,0	-48,8	-40,5	0,00	0,00	-48,8	-50,0	-48,8	-40,5	-40,5
140,8	140,0	141,7	140,0	175,0	110,0	140,0	140,0	110,0	175,0	110,0	140,0	140,0	140,0	110,0	175,0	110,0	140,0	140,0
140,0	140,0	140,0	140,0	170,0	110,0	140,0	140,0	110,0	170,0	110,0	140,0	140,0	140,0	110,0	170,0	110,0	140,0	140,0
-0,5	0,0	-1,0	0,0	-2,86	0,00	0,00	0,00	0,00	-2,86	0,00	0,00	0,00	0,00	-2,86	0,00	0,00	0,00	0,00
140,8	140,0	141,7	140,0	175,0	110,0	140,0	140,0	110,0	175,0	110,0	140,0	140,0	140,0	110,0	175,0	110,0	140,0	140,0
140,0	140,0	140,0	140,0	170,0	110,0	140,0	140,0	110,0	170,0	110,0	140,0	140,0	140,0	110,0	170,0	110,0	140,0	140,0
-0,5	0,0	-1,0	0,0	-2,86	0,00	0,00	0,00	0,00	-2,86	0,00	0,00	0,00	0,00	-2,86	0,00	0,00	0,00	0,00
175,0	160,0	500,0	110,0	410,0	210,0	140,0	140,0	210,0	410,0	210,0	210,0	140,0	140,0	210,0	410,0	210,0	210,0	210,0
148,0	137,0	500,0	100,0	360,0	210,0	127,0	127,0	210,0	360,0	210,0	127,0	140,0	140,0	210,0	360,0	210,0	127,0	127,0
-15,4	-14,4	0,0	-9,1	-12,2	0,0	-9,3	-9,3	0,0	-12,2	0,0	-9,3	0,00	0,00	-9,3	-12,2	0,0	-9,3	-9,3
175,0	160,0	500,0	110,0	410,0	210,0	140,0	140,0	210,0	410,0	210,0	210,0	140,0	140,0	210,0	410,0	210,0	210,0	210,0
157,0	140,0	500,0	100,0	380,0	195,0	130,0	130,0	195,0	380,0	195,0	130,0	140,0	140,0	195,0	380,0	195,0	130,0	130,0
-10,3	-12,5	0,0	-9,1	-7,3	-7,1	-7,1	-7,1	-7,1	-7,3	-7,1	-7,1	0,00	0,00	-7,1	-7,3	-7,1	-7,1	-7,1
315,0	310,0	320,0	160,0	500,0	410,0	210,0	210,0	410,0	500,0	410,0	210,0	140,0	140,0	410,0	500,0	410,0	210,0	210,0
193,0	196,5	189,5	160,0	235,0	233,0	130,0	130,0	233,0	235,0	233,0	130,0	140,0	140,0	233,0	235,0	233,0	130,0	130,0
-37,1	-40,6	-33,6	0,0	-53,0	-43,2	-38,1	-38,1	-43,2	-53,0	-43,2	-38,1	0,00	0,00	-43,2	-53,0	-43,2	-38,1	-38,1
315,0	310,0	320,0	160,0	500,0	410,0	210,0	210,0	410,0	500,0	410,0	210,0	140,0	140,0	410,0	500,0	410,0	210,0	210,0
197,5	202,0	193,1	160,0	250,0	244,0	118,3	118,3	244,0	250,0	244,0	118,3	140,0	140,0	244,0	250,0	244,0	118,3	118,3
-37,8	-42,1	-33,5	0,0	-50,0	-40,5	-43,7	-43,7	-40,5	-50,0	-40,5	-43,7	0,00	0,00	-40,5	-50,0	-40,5	-43,7	-43,7
140,8	140,0	141,7	140,0	175,0	110,0	140,0	140,0	110,0	175,0	110,0	140,0	140,0	140,0	110,0	175,0	110,0	140,0	140,0
140,8	140,0	141,7	140,0	175,0	110,0	140,0	140,0	110,0	175,0	110,0	140,0	140,0	140,0	110,0	175,0	110,0	140,0	140,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
140,8	140,0	141,7	140,0	175,0	110,0	140,0	140,0	110,0	175,0	110,0	140,0	140,0	140,0	110,0	175,0	110,0	140,0	140,0
140,8	140,0	141,7	140,0	175,0	110,0	140,0	140,0	110,0	175,0	110,0	140,0	140,0	140,0	110,0	175,0	110,0	140,0	140,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Fonte: Elaborado pelo autor.

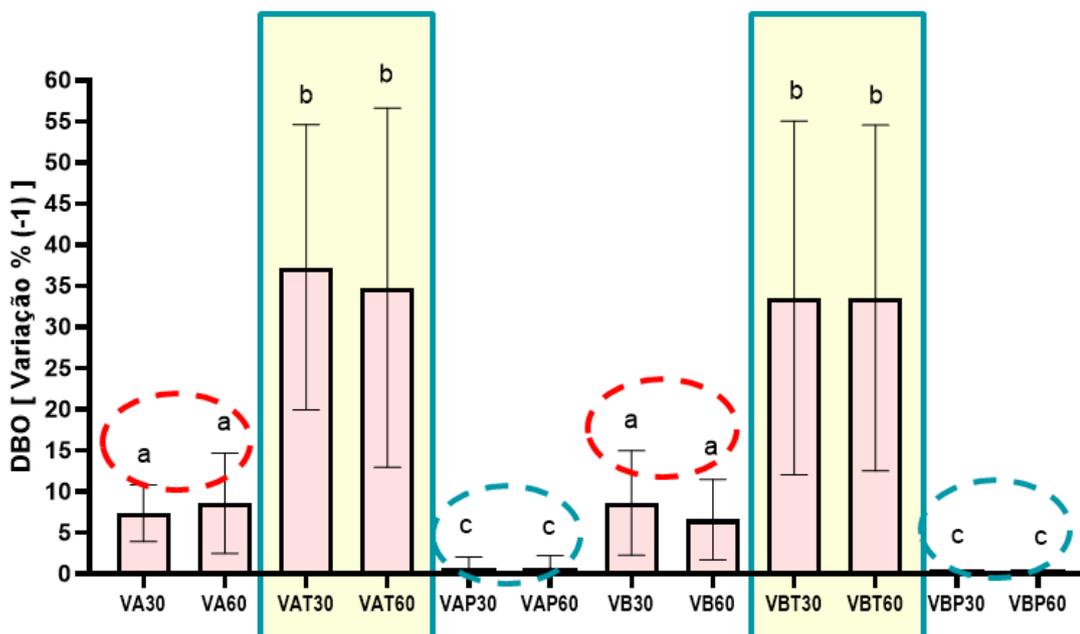
Tabela 7 – Avaliação estatística da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio).

Grupos experimentais	VARIACÃO DBO (%)											
	VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30	VAP60	VB30	VB60	VBT30	VBT60	VBP30	VBP60
Mínimo	-13.1	-18.0	-50.0	-50.0	-2.9	-2.9	-15.4	-12.5	-53.0	-50.0	0.0	0.0
Máximo	-2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Amplitude	10.2	18.0	50.0	50.0	2.9	2.9	15.4	12.5	53.0	50.0	0.0	0.0
Mediana	-7.4	-6.7	-40.3	-44.7	0.0	0.0	-9.3	-7.3	-40.7	-42.1	0.0	0.0
1º. Quartil	-9.3	-12.5	-45.4	-49.1	-1.4	-1.4	-13.3	-9.7	-45.7	-45.3	0.0	0.0
3º. Quartil	-5.0	-5.3	-27.5	-30.4	0.0	0.0	-4.6	-3.6	-28.6	-30.4	0.0	0.0
Média	-7.4	-8.6	-32.6	-34.8	-0.8	-0.8	-8.6	-6.6	-33.6	-33.6	0.0	0.0
D Padrão	3.5	6.1	20.8	21.8	1.4	1.4	6.3	4.9	21.5	21.0	0.0	0.0
Grupos experimentais	DBO (escore)											
	VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30	VAP60	VB30	VB60	VBT30	VBT60	VBP30	VBP60
Mínimo	100.0	110.0	133.2	125.0	110.0	110.0	100.0	0.0	130.0	118.3	110.0	110.0
Máximo	463.0	410.0	250.0	250.0	170.0	170.0	500.0	500.0	235.0	250.0	175.0	175.0
Amplitude	363.0	300.0	116.8	125.0	60.0	60.0	400.0	500.0	105.0	131.7	65.0	65.0
Mediana	152.0	152.0	195.0	185.0	140.0	140.0	148.0	140.0	196.5	202.0	140.0	140.0
1º. Quartil	139.0	137.5	153.3	151.3	125.0	125.0	132.0	115.0	152.5	149.6	125.0	125.0
3º. Quartil	297.0	290.0	235.0	220.0	155.0	155.0	285.0	268.5	233.5	245.5	157.5	157.5
Média	226.7	218.1	193.3	186.3	140.0	140.0	226.0	201.0	189.5	193.1	141.7	141.7
D Padrão	141.5	125.1	55.6	55.0	30.0	30.0	148.9	174.5	52.8	64.6	32.5	32.5

p-valor < 0.0001, Teste de Kruskal-Wallis, com pós-teste de Dunn.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 1 - Média de desvio padrão da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os grupos que apresentaram **maior redução de DBO** foram aqueles submetidos à elevação da temperatura: **VAT30, VAT60, VBT30 e VBT60**. Dentre eles, não houve diferenciações significativas em relação aos percentuais de remoção quando da variação da pressão ou da variação do tempo de exposição ao vácuo. Tal resultado indica que a diferença de pressão não foi significativa para o resultado obtido, atingindo remoções superiores a 35% com o vácuo de 40 kPa em um período de 30 minutos.

Os resultados decorrentes do incremento de temperatura advêm da relação direta de tal fator com as taxas de degradação da matéria orgânica. A temperatura influencia diretamente nas reações químicas, físicas e biológicas do processo de tratamento de esgoto. Para temperaturas mais elevadas espera-se que ocorra um aumento nas taxas de degradação da matéria orgânica (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

Os grupos que apresentaram **menor redução de DBO** em relação ao esgoto bruto foram aqueles nos quais o pH foi alterado para um valor superior a 9,5. (**VAP30, VAP60, VBP30, VBP60**). Segundo Sant'Anna Junior (2010), a alteração do pH para valores superiores a 9,5 pode interferir diretamente na atividade das bactérias heterotróficas, uma vez que, de modo geral, atuam em uma faixa de valores entre 5,5 e 8,5 e crescimento próximo a 7,0, sendo que a faixa de pH considerada como adequada para a remoção da matéria orgânica é entre 6,0 e 8,0.

O esgoto bruto quando somente submetido ao vácuo (VA30, VA60, VB30, VB60) apresentaram reduções da ordem de 8%, não apresentando diferenças significativas em relação à pressão ou ao tempo praticado. A partir destas discussões, uma avaliação técnica, mas considerando a operação desta tecnologia, para DBO pode-se indicar uma configuração de um tratamento considerando:

- Tempo de detenção: 30 minutos
- Pressão: 40 kPa
- Temperatura: 40°C
- pH: sem alteração de pH

Embora as concepções e aplicação dos experimentos sejam totalmente diferentes, o que é uma justificativa para as diferenças nos resultados obtidos, apenas a título de comparação da remoção de matéria orgânica, destacam-se aqui algumas pesquisas referenciadas no Capítulo 2 desta dissertação de mestrado:

- Maciejewski *et al.* (2013): nesta pesquisa os autores atingiram uma redução da DBO na ordem de 38%. Como destacado anteriormente no referencial teórico, o estudo desenvolvido pelos autores consiste na análise do efluente tratado após a inserção da etapa de desgaseificação à vácuo no sistema de tratamento de lodos ativados (Figura 6). Tal processo permite que a planta opere com uma maior taxa de carga de sólidos no decantador secundário, fazendo com que o processo de tratamento biológico seja conduzido com baixa taxa de carregamento de biomassa, o que resulta na redução de indicadores de desempenho do efluente como DBO, DQO e SST.
- Gnida e Skinieczna (2021): estudaram três reatores de lote de sequenciamento em escala de bancada (Figura 7). Os reatores foram operados por aproximadamente três meses, onde o ciclo de trabalho de dois deles incluiu uma etapa de desgaseificação a vácuo inserido entre a etapa de reação e a de sedimentação, além de um reator de controle, sem aplicação de vácuo. Os autores não observaram variações entre os reatores que foram submetidos ao vácuo e os que não foram submetidos. Com base em todas as situações analisadas, a maior remoção de compostos orgânicos foi de 93%.

Um primeiro aspecto é que os sistemas estudados por estas pesquisas são compostos por diferentes tecnologias de tratamento. Não é possível determinar, nesses trabalhos anteriormente citados, a real eficiência do sistema à vácuo na remoção de carga orgânica. Por outro lado, no presente trabalho, como foi realizado um teste isolado utilizando o vácuo como tecnologia de tratamento, foi possível detectar a eficiência apenas desse sistema. Essa pode ser outra justificativa para as diferenças nas eficiências de remoção.

Um segundo ponto a ser analisado, a remoção de DBO obtida em um baixo tempo de detenção e, conseqüentemente, um volume de reator menor, se comparado a sistemas convencionais utilizados (lodos ativados, por exemplo), percebe-se uma vantagem a ser considerada na tecnologia aqui estudada, uma vez que, os resultados obtidos indicam que, em termos operacionais, há necessidade de menores espaços e menores tempos de tratamento.

No entanto, avaliando um terceiro aspecto, devido à pequena quantidade de estudos relacionado a este tema, um ponto crítico que deve ser melhor analisado refere-se a microbiologia do sistema. Gnida, Skinieczna (2021) traz a dúvida quanto a influência do vácuo na mudança da biomassa e atividade microbológica. Trata-se de um ponto não avaliado por esta dissertação de mestrado, e que pode influenciar na seqüência do tratamento biológico.

#### **4.1.2 Análises da Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

Na Tabela 8 são apresentados os valores da DQO para cada uma das rodadas experimentais, para o esgoto bruto e o esgoto após-sistema experimental. Na Tabela 9 é apresentada a comparação dos grupos em relação à DQO. O Teste de Kruskal-Wallis evoluiu para o p-valor  $<0.0001$ , o qual indica que existe diferença altamente significativa entre os grupos. Os detalhes destas diferenças (comparações possíveis) são apresentados no Gráfico 2, onde as letras minúsculas diferentes indicam diferença estatisticamente significante entre os grupos.

Tabela 8 – Análises da DQO (Demanda Química de Oxigênio).

7ª	6ª	5ª	4ª	3ª	2ª	1ª	GRUPOS EXPERIMENTAIS				
							VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30
280,0	113,3	590,0	233,0	490,0	230,0	280,0	Esgoto Bruto (mg/L)				
253,3	76,7	370,0	216,7	375,0	185,0	228,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)				
-9,5	-32,3	-37,3	-7,0	-23,5	-19,6	-18,6	Δ (%)				
280,0	113,3	590,0	233,0	490,0	230,0	280,0	Esgoto Bruto (mg/L)				
243,3	73,3	415,0	170,0	375,0	174,0	200,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)				
-13,1	-35,3	-29,7	-27,0	-23,5	-24,3	-28,6	Δ (%)				
357,9	360,0	355,8	113,3	590,0	490,0	230,0	Esgoto Bruto (mg/L)				
263,0	270,5	255,6	81,3	400,0	370,0	171,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)				
-27,3	-26,9	-27,6	-28,2	-32,2	-24,5	-25,7	Δ (%)				
357,9	360,0	355,8	113,3	590,0	490,0	230,0	Esgoto Bruto (mg/L)				
236,5	241,5	231,6	83,3	360,0	318,0	165,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)				
-31,9	-31,7	-32,2	-26,5	-39,0	-35,1	-28,3	Δ (%)				
272,2	280,0	264,3	280,0	280,0	233,0	280,0	Esgoto Bruto (mg/L)				
231,5	230,0	233,0	230,0	255,0	214,0	230,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)				
-10,3	-8,9	-11,6	-8,9	-8,9	-8,2	-17,9	Δ (%)				
272,2	280,0	264,3	280,0	280,0	233,0	280,0	Esgoto Bruto (mg/L)				
220,8	218,0	223,7	218,0	248,0	205,0	218,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)				
-13,6	-12,0	-15,2	-12,0	-11,4	-12,0	-22,1	Δ (%)				
280,0	113,3	590,0	233,0	490,0	230,0	280,0	Esgoto Bruto (mg/L)				
250,0	123,3	480,0	181,0	381,0	172,0	220,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)				
-10,7	8,8	-18,6	-22,3	-22,2	-25,2	-21,4	Δ (%)				
280,0	113,3	590,0	233,0	490,0	230,0	280,0	Esgoto Bruto (mg/L)				
230,0	110,0	450,0	163,3	377,0	157,0	215,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)				
-17,9	-2,9	-23,7	-29,9	-23,1	-31,7	-23,2	Δ (%)				
357,9	360,0	355,8	113,3	590,0	490,0	230,0	Esgoto Bruto (mg/L)				
318,8	319,2	318,3	110,0	525,0	431,2	207,2	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)				
-9,7	-10,5	-9,0	-2,9	-11,0	-12,0	-9,9	Δ (%)				
357,9	360,0	355,8	113,3	590,0	490,0	230,0	Esgoto Bruto (mg/L)				
303,0	306,8	299,2	93,3	490,0	420,4	193,2	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)				
-16,3	-16,5	-16,2	-17,6	-16,9	-14,2	-16,0	Δ (%)				
272,2	280,0	264,3	280,0	280,0	233,0	280,0	Esgoto Bruto (mg/L)				
232,2	238,0	226,3	238,0	238,0	200,0	241,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)				
-14,3	-14,2	-14,4	-14,2	-15,0	-14,2	-13,9	Δ (%)				
272,2	280,0	264,3	280,0	280,0	233,0	280,0	Esgoto Bruto (mg/L)				
239,8	244,0	235,7	244,0	244,0	203,0	260,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)				
-11,9	-12,9	-11,0	-12,9	-12,9	-12,9	-7,1	Δ (%)				

Fonte: Elaborado pelo autor.

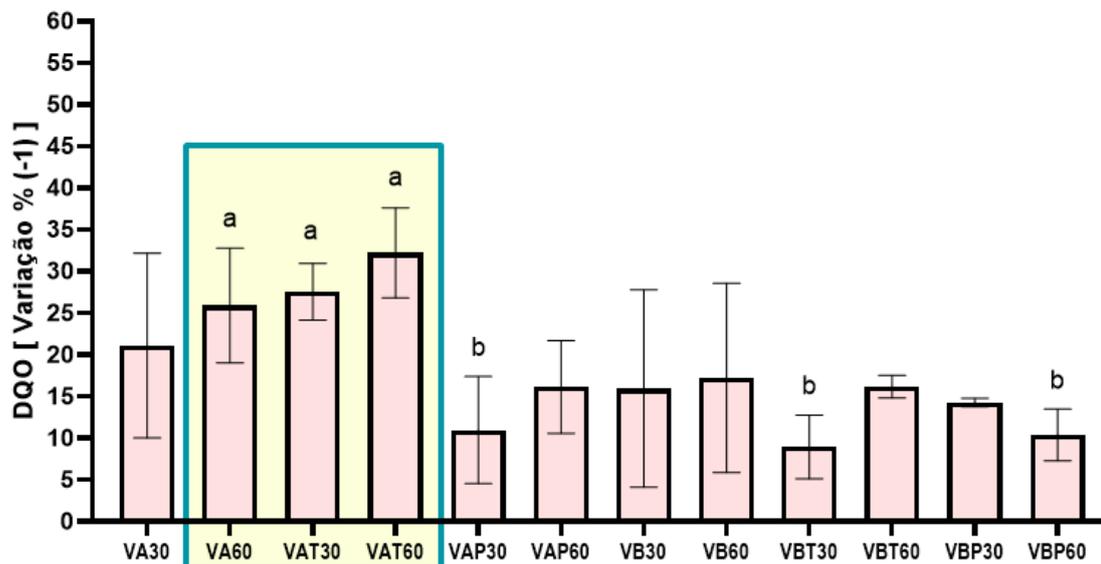
Tabela 9 – Avaliação estatística da DQO (Demanda Química de Oxigênio).

Grupos experimentais	VARIACÃO DQO (%)											
	VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30	VAP60	VB30	VB60	VBT30	VBT60	VBP30	VBP60
Mínimo	-37.3	-35.3	-32.2	-39.0	-17.9	-22.1	-25.2	-29.9	-12.0	-17.6	-15.0	-12.9
Máximo	-7.0	-13.1	-24.5	-26.5	-8.2	-11.4	8.8	0.0	-2.9	-14.2	-13.9	-7.1
Amplitude	30.3	22.2	7.7	12.5	9.7	10.7	34.0	29.9	9.1	3.4	1.1	5.8
Mediana	-19.6	-27.0	-27.0	-31.7	-8.9	-12.0	-21.4	-23.1	-10.5	-16.5	-14.2	-12.9
1º. Quartil	-27.9	-29.2	-29.2	-36.1	-17.9	-22.1	-22.3	-23.5	-11.3	-17.1	-14.6	-12.9
3º. Quartil	-14.1	-23.9	-25.4	-27.9	-8.5	-11.7	-14.7	-10.4	-8.2	-15.6	-13.9	-7.1
Média	-21.1	-25.9	-27.7	-32.2	-12.5	-16.2	-15.9	-17.2	-9.0	-16.2	-14.3	-10.4
D Padrão	11.1	6.9	3.2	5.4	5.0	5.6	11.8	11.4	3.8	1.4	0.5	3.1
Grupos experimentais	DQO (escore)											
	VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30	VAP60	VB30	VB60	VBT30	VBT60	VBP30	VBP60
Mínimo	76.7	73.3	81.3	83.3	214.0	205.0	123.3	0.0	110.0	93.3	200.0	203.0
Máximo	375.0	415.0	400.0	360.0	255.0	248.0	480.0	450.0	525.0	490.0	241.0	260.0
Amplitude	298.3	341.7	318.7	276.7	41.0	43.0	356.7	450.0	415.0	396.7	41.0	57.0
Mediana	228.0	200.0	270.5	241.5	230.0	218.0	220.0	215.0	319.2	306.8	238.0	244.0
1º. Quartil	200.9	172.0	148.6	144.6	222.0	211.5	176.5	136.7	182.9	168.2	219.0	223.5
3º. Quartil	311.7	309.2	377.5	328.5	242.5	233.0	315.5	303.5	454.7	437.8	239.5	252.0
Média	243.5	235.8	255.6	231.6	233.0	223.7	258.2	220.8	318.4	299.2	226.3	235.7
D Padrão	104.6	120.7	154.4	129.6	20.7	22.1	127.4	153.5	192.5	186.8	22.9	29.4

p-valor < 0.0001, Teste de Kruskal-Wallis, com pós-teste de Dunn.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 2 - Média de desvio padrão da DQO (Demanda Química de Oxigênio).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os grupos que apresentaram **maior redução de DQO** foram: **VA60, VAT30, VAT60**. Semelhante aos resultados apresentados na análise de DBO, as maiores reduções de DQO ocorreram no sistema experimental em que houve o incremento da temperatura. Todavia, neste caso, a redução não se manteve para ambas as pressões, apresentando reduções inferiores quando submetidos a pressão de 80 kPa. O sistema experimental VA60 obteve reduções na ordem de 26%, não apresentando diferença significativa quando do incremento da temperatura e pressão para o mesmo período.

No estudo desenvolvido por Gnida e Student (2021), em que se analisou a eficiência de um sistema de lodos ativados após a instalação de uma câmara de vácuo, o incremento quanto à redução de DQO foi de 21%, onde o tempo de permanência no ambiente de baixa pressão foi de 5 minutos a uma pressão de 5 kPa. Destaca-se aqui que, mesmo com a análise de DQO realizada após a câmara de vácuo, o sistema contempla o tratamento prévio através de lodos ativados, conforme apresentado esquematicamente na Figura 6.

Mesmo assim, para DQO, é possível verificar similaridade nas remoções obtidas por este autor e os resultados desta dissertação de mestrado, que analisou o tratamento à vácuo de forma isolada. De maneira análoga a análise feita para o parâmetro DBO, destaca-se aqui a vantagem de utilização da tecnologia em função

da redução do tempo de detenção e tamanho dos equipamentos da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE).

Para DQO, os melhores resultados obtidos consideram a seguinte configuração operacional do sistema:

- Tempo de detenção: 60 minutos
- Pressão: 40 kPa
- Temperatura: ambiente
- pH: sem alteração de pH

#### **4.1.3 Análises de Sólidos Suspensos Totais (SST)**

Na Tabela 10 são apresentados os valores de SST para cada uma das rodadas experimentais, para o esgoto bruto e o esgoto após-sistema experimental. Na Tabela 11 é apresentada a comparação dos grupos em relação aos SST. O Teste de Kruskal-Wallis evoluiu para o p-valor  $<0.0001$ , o qual indica que existe diferença altamente significativa entre os grupos. Os detalhes destas diferenças (comparações possíveis) são apresentados no Gráfico 3, onde as letras minúsculas diferentes indicam diferença estatisticamente significativa entre os grupos.

Tabela 10 – Análises de SST (Sólidos Suspensos Totais).

7ª	6ª	5ª	4ª	3ª	2ª	1ª	GRUPOS EXPERIMENTAIS		
							Δ (%)	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	Esgoto Bruto (mg/L)
90,0	32,0	288,0	53,9	98,1	107,4	73,3	VA30		
55,9	32,0	204,0	48,0	70,2	78,2	61,1	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)		
-37,9	0,0	-29,2	-10,9	-28,5	-27,2	-16,6	Δ (%)		
90,0	32,0	288,0	53,9	98,1	107,4	73,3	VA60		
57,8	32,0	270,0	42,0	70,0	95,0	65,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)		
-35,8	0,0	-6,3	-22,1	-28,6	-11,5	-11,3	Δ (%)		
117,1	102,8	131,4	32,0	288,0	98,1	107,4	VAT30		
84,6	77,0	92,2	22,9	192,0	70,6	83,3	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)		
-28,1	-28,2	-28,1	-28,4	-33,3	-28,0	-22,4	Δ (%)		
117,1	102,8	131,4	32,0	288,0	98,1	107,4	VAT60		
74,1	66,8	81,4	32,0	160,0	61,3	72,4	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)		
-31,8	-35,1	-28,6	0,0	-44,4	-37,5	-32,6	Δ (%)		
72,9	73,3	72,4	73,3	90,0	53,9	73,3	VAP30		
45,1	45,0	45,1	45,0	60,0	30,3	45,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)		
-38,6	-38,6	-38,6	-38,6	-33,3	-43,8	-38,6	Δ (%)		
72,9	73,3	72,4	73,3	90,0	53,9	73,3	VAP60		
47,6	46,2	48,9	46,2	61,7	38,9	46,2	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)		
-31,8	-31,4	-32,1	-31,4	-31,4	-27,9	-37,0	Δ (%)		
90,0	32,0	288,0	53,9	98,1	107,4	73,3	VB30		
69,4	32,0	210,0	52,0	85,4	83,3	60,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)		
-22,9	0,0	-27,1	-3,5	-13,0	-22,4	-18,1	Δ (%)		
90,0	32,0	288,0	53,9	98,1	107,4	73,3	VB60		
80,9	34,0	252,3	57,0	82,0	96,6	65,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)		
-10,1	6,3	-12,4	5,8	-16,4	-10,1	-11,3	Δ (%)		
117,1	102,8	131,4	32,0	288,0	98,1	107,4	VBT30		
94,6	73,5	115,7	36,0	280,0	75,0	72,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)		
-12,4	-13,2	-11,7	12,5	-2,8	-23,5	-33,0	Δ (%)		
117,1	102,8	131,4	32,0	288,0	98,1	107,4	VBT60		
73,8	77,4	70,2	32,0	94,0	74,6	80,3	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)		
-26,9	-24,6	-29,2	0,0	-67,4	-24,0	-25,2	Δ (%)		
72,9	73,3	72,4	73,3	90,0	53,9	73,3	VBP30		
36,9	39,2	34,6	39,2	44,1	20,6	39,2	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)		
-52,1	-51,0	-53,1	-51,0	-51,0	-61,8	-46,5	Δ (%)		
72,9	73,3	72,4	73,3	90,0	53,9	73,3	VBP60		
42,7	43,1	42,2	43,1	50,1	33,4	43,1	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)		
-41,2	-41,1	-41,2	-41,1	-44,3	-38,0	-41,1	Δ (%)		

Fonte: Elaborado pelo autor.

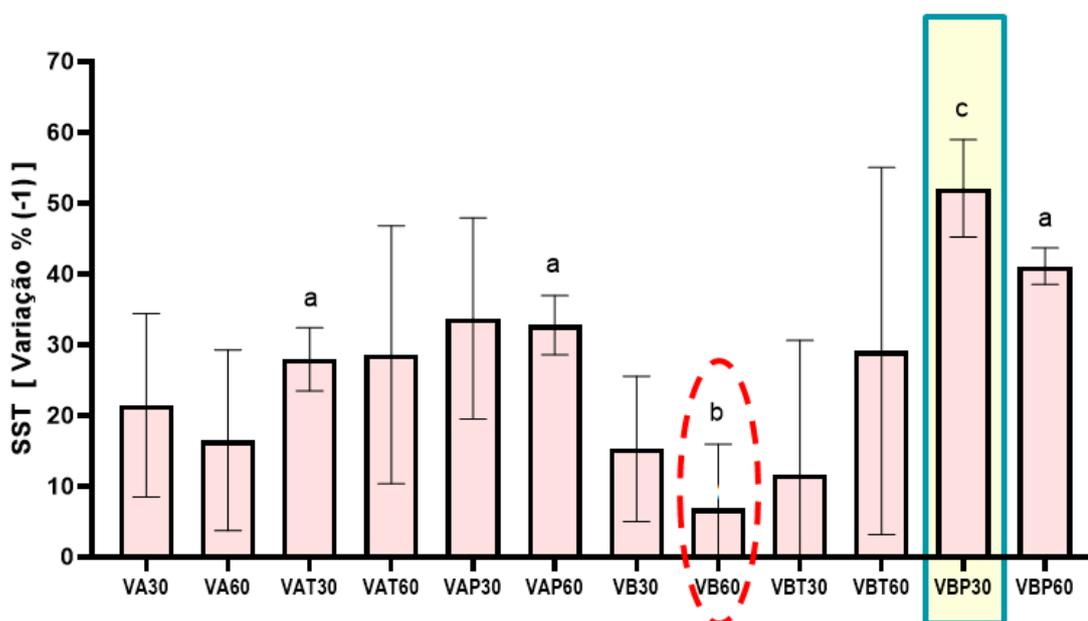
Tabela 11 – Avaliação estatística de SST (Sólidos Suspensos Totais).

Grupos experimentais	VARIÇÃO SST (%)											
	VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30	VAP60	VB30	VB60	VBT30	VBT60	VBP30	VBP60
Mínimo	-37.9	-35.8	-33.3	-44.4	-43.8	-37.0	-27.1	-16.4	-33.0	-67.4	-61.8	-44.3
Máximo	0.0	0.0	-22.4	0.0	-33.3	-27.9	0.0	6.3	12.5	0.0	-46.5	-38.0
Amplitude	37.9	35.8	10.9	44.4	10.4	9.1	27.1	22.7	45.5	67.4	15.3	6.3
Mediana	-27.2	-11.5	-28.2	-35.1	-38.6	-31.4	-18.1	-10.1	-13.2	-24.6	-51.0	-41.2
1º. Quartil	-28.9	-25.4	-29.6	-39.2	-41.2	-37.0	-22.7	-11.9	-25.9	-35.8	-56.4	-42.7
3º. Quartil	-13.8	-8.8	-26.6	-24.5	-35.9	-29.7	-8.3	-2.2	1.0	-18.0	-46.5	-39.6
Média	-21.5	-16.5	-28.0	-28.6	-38.6	-32.8	-15.3	-6.9	-11.7	-29.2	-52.2	-41.2
D Padrão	13.0	12.8	4.1	18.2	4.3	4.2	10.3	9.1	19.0	25.9	6.9	2.6
Grupos experimentais	SST (escore)											
	VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30	VAP60	VB30	VB60	VBT30	VBT60	VBP30	VBP60
Mínimo	32.0	32.0	22.9	32.0	30.3	38.9	32.0	34.0	36.0	32.0	20.6	33.4
Máximo	204.0	270.0	192.0	160.0	60.0	61.7	210.0	252.3	280.0	94.0	44.1	50.1
Amplitude	172.0	238.0	169.1	128.0	29.7	22.8	178.0	218.3	244.0	62.0	23.5	16.7
Mediana	61.1	65.0	77.0	66.9	45.0	46.2	69.4	80.9	73.5	77.5	39.2	43.1
1º. Quartil	52.0	49.9	58.7	54.0	37.7	42.6	56.0	61.0	63.0	64.0	29.9	38.3
3º. Quartil	74.2	82.5	110.5	94.3	52.5	54.0	84.4	89.3	126.3	83.7	41.7	46.6
Média	78.5	90.3	92.2	81.4	45.1	48.9	84.6	95.4	115.8	70.2	34.6	42.2
D Padrão	57.3	81.8	71.4	55.1	14.9	11.6	58.3	72.1	110.9	26.8	12.4	8.4

p-valor < 0.0001, Teste de Kruskal-Wallis, com pós-teste de Dunn.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 3 - Média de desvio padrão de SST (Sólidos Suspensos Totais).



Fonte: Elaborado pelo autor.

O grupo que apresentou **maior redução de SST foi o VBP30**, com reduções superiores a 50% e o grupo que apresentou **menor variação em relação ao bruto foi o VB60**. Gnida e Skonieczna (2021) identificaram que, após a desgaseificação a vácuo, as amostras de lodo ativado apresentaram uma redução de SST na ordem de 60% quando comparados com sistemas de lodos ativados sem a presença da desgaseificação. A análise microscópica também identificou que os flocos do lodo se decompuseram com maior facilidade quando em baixa pressão.

Abassi *et al.* (2003) também identificou a influência direta do vácuo sobre os sólidos. No estudo desenvolvido pelos autores, que se baseia na análise de uma ETE, em escala real, com sistemas de lodos ativados e a utilização de câmara de vácuo para redução volumétrica do lodo, identificou-se um decréscimo de 37,5% na análise dos sólidos em suspensão.

Para os sólidos suspensos totais (SST), os melhores resultados obtidos consideram a seguinte configuração operacional do sistema:

- Tempo de detenção: 30 minutos
- Pressão: 80 kPa
- Temperatura: ambiente
- pH: com alteração de pH (>9,5)

## 4.2 REMOÇÃO DE NUTRIENTES

### 4.2.1 Análises de Nitrogênio Amoniacal (NA)

Na Tabela 12 são apresentados os valores de NA para cada uma das rodadas experimentais, para o esgoto bruto e o esgoto após-sistema experimental. Na Tabela 13 é apresentada a comparação dos grupos em relação ao NA. O Teste de Kruskal-Wallis evoluiu para o p-valor  $<0.0001$ , o qual indica que existe diferença altamente significativa entre os grupos. Os detalhes destas diferenças (comparações possíveis) são apresentados no Gráfico 4, onde as letras minúsculas diferentes indicam diferença estatisticamente significante entre os grupos.

Tabela 12 – Análises de NA (Nitrogênio Amoniacal).

7ª	6ª	5ª	4ª	3ª	2ª	1ª	GRUPOS EXPERIMENTAIS	
							Δ (%)	Esgoto Bruto (mg/L)
45,9	52,2	23,4	34,4	49,6	40,2	41,1	VA30	
43,7	49,4	23,5	32,1	44,7	37,2	39,2	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	
-4,8	-5,4	0,0	-6,7	-10,0	-7,3	-4,8	Δ (%)	
45,9	52,2	23,4	34,4	49,6	40,2	41,1	VA60	
44,0	49,9	21,9	31,8	46,7	37,7	38,2	Esgoto Bruto (mg/L)	
-4,0	-4,4	-6,8	-7,6	-5,9	-6,1	-7,2	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	
							Δ (%)	
43,1	44,9	41,4	52,2	23,4	49,6	40,2	VAT30	
41,7	43,7	39,7	49,8	21,6	49,5	37,9	Esgoto Bruto (mg/L)	
-4,9	-5,2	-4,6	-4,7	-7,8	-0,3	-5,7	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	
							Δ (%)	
43,1	44,9	41,4	52,2	23,4	49,6	40,2	VAT60	
41,4	42,7	40,0	50,6	24,0	47,4	38,1	Esgoto Bruto (mg/L)	
-3,2	-3,8	-2,7	-3,1	2,2	-4,6	-5,1	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	
							Δ (%)	
40,8	41,1	40,5	41,1	45,9	34,4	41,1	VAP30	
38,2	38,9	37,6	38,9	41,9	32,0	38,9	Esgoto Bruto (mg/L)	
-7,1	-7,1	-7,1	-7,1	-8,7	-7,1	-5,5	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	
							Δ (%)	
40,8	41,1	40,5	41,1	45,9	34,4	41,1	VAP60	
37,0	37,2	36,7	37,2	41,1	31,9	37,2	Esgoto Bruto (mg/L)	
-9,4	-9,6	-9,2	-9,6	-10,4	-7,4	-9,6	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	
							Δ (%)	
45,9	52,2	23,4	34,4	49,6	40,2	41,1	VB30	
42,4	48,8	21,1	31,7	46,1	36,3	35,6	Esgoto Bruto (mg/L)	
-7,6	-6,6	-10,1	-8,0	-7,2	-9,6	-13,6	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	
							Δ (%)	
45,9	52,2	23,4	34,4	49,6	40,2	41,1	VB60	
42,0	46,0	21,2	29,9	45,0	36,8	37,1	Esgoto Bruto (mg/L)	
-8,5	-11,9	-9,4	-13,2	-9,4	-8,3	-9,8	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	
							Δ (%)	
43,1	44,9	41,4	52,2	23,4	49,6	40,2	VBT30	
41,6	43,4	39,8	50,1	22,5	48,6	38,1	Esgoto Bruto (mg/L)	
-4,0	-4,1	-3,8	-4,1	-4,2	-2,1	-5,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	
							Δ (%)	
43,1	44,9	41,4	52,2	23,4	49,6	40,2	VBT60	
39,0	40,6	37,5	45,8	20,7	48,0	35,4	Esgoto Bruto (mg/L)	
-10,7	-11,6	-9,8	-12,3	-11,5	-3,4	-11,8	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	
							Δ (%)	
40,8	41,1	40,5	41,1	45,9	34,4	41,1	VBP30	
36,1	36,5	35,8	36,5	40,2	30,8	36,5	Esgoto Bruto (mg/L)	
-11,4	-11,4	-11,4	-11,4	-12,3	-10,5	-11,4	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	
							Δ (%)	
40,8	41,1	40,5	41,1	45,9	34,4	41,1	VBP60	
34,6	34,3	34,9	34,3	41,1	29,4	34,3	Esgoto Bruto (mg/L)	
-14,2	-14,5	-13,9	-14,5	-10,4	-14,5	-16,7	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	
							Δ (%)	

Fonte: Elaborado pelo autor.

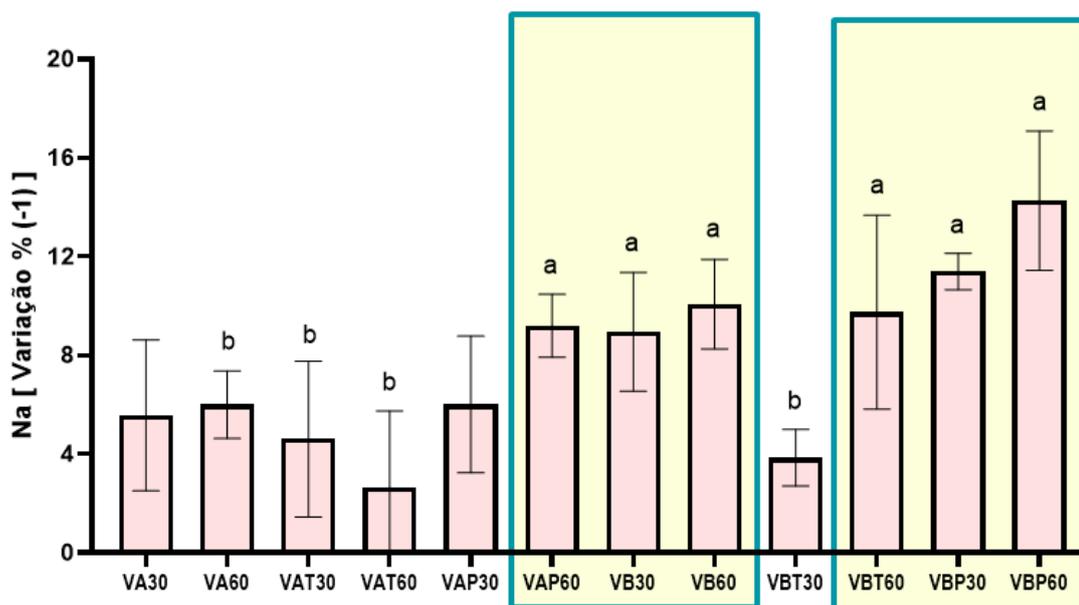
Tabela 13 – Avaliação estatística de NA (Nitrogênio Amoniacal).

Grupos experimentais	VARIAÇÃO NA (%)											
	VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30	VAP60	VB30	VB60	VBT30	VBT60	VBP30	VBP60
Mínimo	-10.0	-7.6	-7.8	-5.1	-8.7	-10.4	-13.6	-13.2	-5.0	-12.3	-12.3	-16.7
Máximo	0.0	-4.0	-0.3	2.2	-5.5	-7.4	-6.6	-8.3	-2.1	-3.4	-10.5	-10.4
Amplitude	10.0	3.6	7.5	7.3	3.2	3.0	7.0	4.9	2.9	8.9	1.8	6.3
Mediana	-5.4	-6.1	-5.2	-3.9	-7.1	-9.6	-8.0	-9.4	-4.2	-11.7	-11.4	-14.5
1º. Quartil	-7.0	-7.0	-6.2	-4.7	-7.9	-10.0	-9.9	-10.9	-4.4	-11.9	-11.8	-16.7
3º. Quartil	-4.8	-5.2	-3.6	-1.8	-5.5	-8.5	-7.4	-9.0	-3.6	-9.5	-10.9	-12.5
Média	-5.6	-6.0	-4.6	-2.7	-6.9	-9.2	-9.0	-10.1	-3.9	-9.8	-11.4	-14.3
D Padrão	3.1	1.4	2.9	3.1	1.4	1.3	2.4	1.8	1.1	3.9	0.7	2.8
Grupos experimentais	NA (escore)											
	VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30	VAP60	VB30	VB60	VBT30	VBT60	VBP30	VBP60
Mínimo	23.5	21.9	21.6	24.0	32.0	31.9	21.1	21.2	22.5	20.7	30.8	29.4
Máximo	49.4	49.9	49.8	50.6	41.9	41.1	48.8	46.0	50.1	48.0	40.2	41.1
Amplitude	25.9	28.0	28.2	26.6	9.9	9.2	27.7	24.8	27.6	27.3	9.4	11.7
Mediana	39.2	38.2	43.7	42.8	38.9	37.2	36.3	37.1	43.4	40.6	36.5	34.3
1º. Quartil	34.7	34.8	33.8	34.6	35.5	34.6	33.7	33.4	34.2	31.7	33.7	31.9
3º. Quartil	44.2	45.4	49.6	48.2	40.4	39.2	44.3	43.5	49.0	46.4	38.4	37.7
Média	38.5	38.6	39.7	40.0	37.6	36.7	37.4	36.9	39.8	37.5	35.8	34.9
D Padrão	8.7	9.6	13.3	11.9	5.1	4.6	9.4	8.9	12.7	12.5	4.7	5.9

p-valor < 0.0001, Teste de Kruskal-Wallis, com pós-teste de Dunn.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 4 – Média de desvio padrão de NA (Nitrogênio Amoniacal).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os grupos que apresentaram **maior redução de NA** foram: **VAP60, VB30, VB60, VBT60, VBP30 e VBP60**, com remoções variando de 10% a 15%. Neste ponto, o primeiro dado a ser analisado é a variação entre os sistemas experimentais propostos. Obtiveram-se melhores eficiências de remoção nos sistemas experimentais nos quais houve a elevação do pH (VAP e VBP). Tal resultado justifica-se uma vez que, ao aumentar o pH da amostra, a volatilização da amônia é favorecida (JORDÃO; PESSÔA, 2017). Embora a análise estatística demonstre que não houve diferença estatística relacionada ao vácuo aplicado e ao período de aplicação, sob o ponto de vista prático e considerando o tamanho da amostra analisada, pode-se afirmar que o processo não afetou significativamente as concentrações de nitrogênio amoniacal.

Os grupos que apresentaram **menor variação em relação ao esgoto bruto** foram: **VA60, VAT30, VBT60 e VBT30**. Para NA, os melhores resultados obtidos consideram a seguinte configuração operacional do sistema:

- Tempo de detenção: 30 minutos
- Pressão: 80 kPa
- Temperatura: ambiente
- pH: sem alteração de pH

Gnida (2021) demonstrou os resultados obtidos após a análise da eficiência da tecnologia do vácuo aplicada em escala real junto ao tratamento de lodos ativados. Em análises constantes antes e após a câmara de vácuo, a pesquisa identificou uma redução média de 30% nos índices de nitrogênio amoniacal. Destaca-se que, mesmo com a análise isolada do resultado posterior à câmara de vácuo, o efluente analisado já havia passado por tratamento prévio (aeração, conforme exemplo apresentado na Figura 6).

#### **4.2.2 Análises de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)**

Na Tabela 14 são apresentadas as análises de NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl) para cada uma das rodadas experimentais, para o esgoto bruto e o esgoto após-sistema experimental. Na Tabela 15 é apresentada a comparação dos grupos em relação ao NTK. O Teste de Kruskal-Wallis evoluiu para o p-valor  $<0.0001$ , o qual indica que existe diferença altamente significativa entre os grupos. Os detalhes destas diferenças (comparações possíveis) são apresentados no Gráfico 5, onde as letras minúsculas diferentes indicam diferença estatisticamente significante entre os grupos.

Tabela 14 – Análises de NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl).

7ª	6ª	5ª	4ª	3ª	2ª	1ª	GRUPOS EXPERIMENTAIS	
							VA30	VA60
54,1	59,4	40,7	43,2	58,0	49,9	47,2	Esgoto Bruto (mg/L)	VA30
50,4	56,4	38,2	41,3	54,4	44,1	43,1	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VA30
-6,8	-4,9	-6,0	-4,4	-6,2	-11,6	-8,6	Δ (%)	VA30
54,1	59,4	40,7	43,2	58,0	49,9	47,2	Esgoto Bruto (mg/L)	VA60
51,0	56,3	37,9	40,1	55,7	46,9	44,8	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VA60
-5,7	-5,2	-6,8	-7,0	-4,1	-6,0	-5,0	Δ (%)	VA60
53,0	54,0	52,0	59,4	40,7	58,0	49,9	Esgoto Bruto (mg/L)	VAT30
50,7	51,6	49,8	56,4	39,6	56,4	46,8	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VAT30
-4,0	-3,9	-4,2	-5,1	-2,7	-2,7	-6,2	Δ (%)	VAT30
53,0	54,0	52,0	59,4	40,7	58,0	49,9	Esgoto Bruto (mg/L)	VAT60
46,1	46,0	46,1	55,6	36,9	54,9	37,1	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VAT60
-9,8	-7,8	-11,7	-6,3	-9,3	-5,4	-25,7	Δ (%)	VAT60
47,7	47,2	48,1	47,2	54,1	43,2	47,2	Esgoto Bruto (mg/L)	VAP30
44,6	44,3	45,0	44,3	50,2	40,6	44,3	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VAP30
-6,3	-6,1	-6,5	-6,1	-7,3	-6,0	-6,1	Δ (%)	VAP30
47,7	47,2	48,1	47,2	54,1	43,2	47,2	Esgoto Bruto (mg/L)	VAP60
43,1	42,5	43,7	42,5	49,1	39,4	42,5	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VAP60
-9,3	-9,3	-9,3	-9,3	-9,3	-8,6	-9,9	Δ (%)	VAP60
54,1	59,4	40,7	43,2	58,0	49,9	47,2	Esgoto Bruto (mg/L)	VB30
49,6	55,6	37,2	39,5	53,4	44,4	40,4	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VB30
-8,3	-6,4	-8,6	-8,4	-7,9	-11,1	-14,5	Δ (%)	VB30
54,1	59,4	40,7	43,2	58,0	49,9	47,2	Esgoto Bruto (mg/L)	VB60
49,8	52,2	36,0	39,0	42,4	44,3	42,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VB60
-8,0	-12,1	-11,5	-9,6	-26,9	-11,2	-11,0	Δ (%)	VB60
53,0	54,0	52,0	59,4	40,7	58,0	49,9	Esgoto Bruto (mg/L)	VBT30
50,5	51,4	49,7	57,0	38,9	55,3	47,4	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VBT30
-4,5	-4,5	-4,5	-3,9	-4,4	-4,7	-4,9	Δ (%)	VBT30
53,0	54,0	52,0	59,4	40,7	58,0	49,9	Esgoto Bruto (mg/L)	VBT60
47,5	48,0	47,0	52,0	37,0	55,0	44,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VBT60
-10,1	-10,5	-9,6	-12,4	-9,1	-5,1	-11,9	Δ (%)	VBT60
47,7	47,2	48,1	47,2	54,1	43,2	47,2	Esgoto Bruto (mg/L)	VBP30
42,6	41,8	43,3	41,8	48,9	39,1	41,8	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VBP30
-9,8	-9,6	-10,1	-9,6	-9,6	-9,3	-11,4	Δ (%)	VBP30
47,7	47,2	48,1	47,2	54,1	43,2	47,2	Esgoto Bruto (mg/L)	VBP60
42,2	41,4	43,0	41,4	48,9	38,7	41,4	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VBP60
-10,5	-10,2	-10,7	-10,2	-9,6	-10,2	-12,4	Δ (%)	VBP60

Fonte: Elaborado pelo autor.

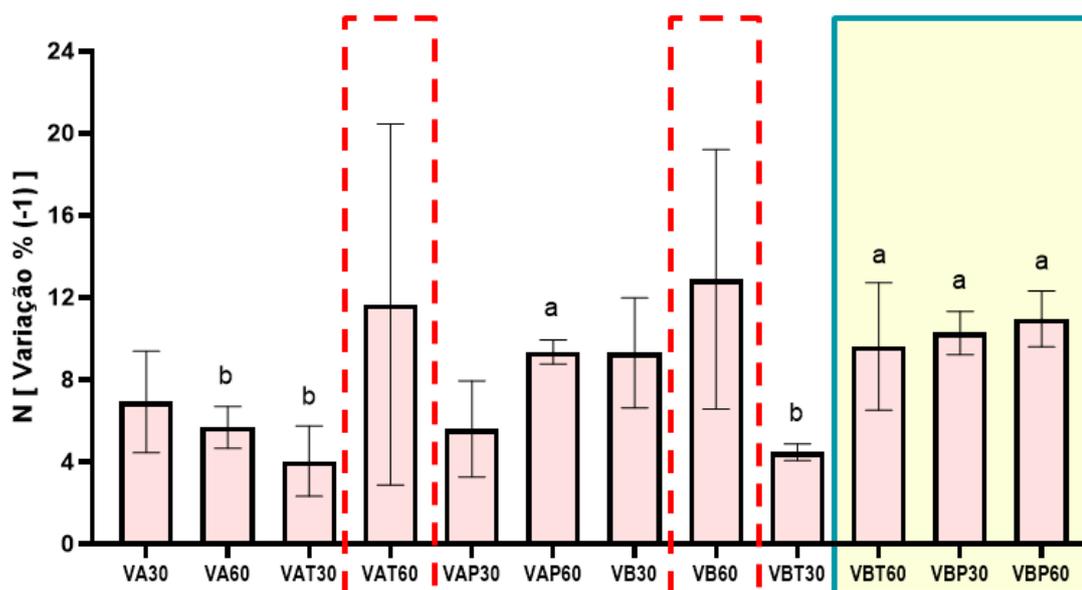
Tabela 15 – Avaliação estatística de NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl).

Grupos experimentais	VARIACÃO NTK (%)											
	VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30	VAP60	VB30	VB60	VBT30	VBT60	VBP30	VBP60
Mínimo	-11.6	-7.0	-6.2	-25.7	-7.3	-9.9	-14.5	-26.9	-4.9	-12.4	-11.4	-12.4
Máximo	-4.4	-4.1	-2.7	-5.4	-6.0	-8.6	-6.4	-8.0	-3.9	-5.1	-9.3	-9.6
Amplitude	7.2	2.9	3.5	20.3	1.3	1.3	8.1	18.9	1.0	7.3	2.1	2.8
Mediana	-6.2	-5.7	-3.9	-7.8	-6.2	-9.3	-8.4	-11.2	-4.6	-10.5	-9.6	-10.2
1º. Quartil	-7.7	-6.4	-5.4	-13.4	-6.7	-9.9	-9.9	-11.8	-4.8	-12.0	-11.4	-12.4
3º. Quartil	-5.5	-5.1	-2.7	-6.1	-6.1	-8.9	-8.1	-10.3	-4.3	-8.1	-9.4	-9.9
Média	-6.9	-5.7	-4.2	-11.7	-6.4	-9.4	-9.3	-12.9	-4.5	-9.6	-10.3	-11.0
D Padrão	2.5	1.0	1.6	8.8	0.6	0.6	2.7	6.3	0.4	3.1	1.0	1.3
Grupos experimentais	NTK (escore)											
	VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30	VAP60	VB30	VB60	VBT30	VBT60	VBP30	VBP60
Mínimo	38.2	37.9	39.6	36.9	40.6	39.4	37.2	36.0	38.9	37.0	39.1	38.7
Máximo	56.4	56.3	56.4	55.6	50.2	49.1	55.6	52.2	57.0	55.0	48.9	48.9
Amplitude	18.2	18.4	16.8	18.7	9.6	9.7	18.4	16.2	18.1	18.0	9.8	10.2
Mediana	44.1	46.9	51.6	46.0	44.3	42.5	44.4	42.4	51.4	48.0	41.8	41.4
1º. Quartil	42.2	42.5	45.0	37.1	42.5	41.0	40.0	40.5	45.3	42.3	40.5	40.1
3º. Quartil	52.4	53.4	56.4	55.1	47.3	45.8	51.5	47.1	55.7	52.8	45.4	45.2
Média	46.8	47.5	49.8	46.1	45.0	43.7	45.7	43.7	49.7	47.0	43.3	43.0
D Padrão	6.9	7.2	8.2	10.5	4.8	5.0	7.2	5.7	8.3	8.1	5.1	5.3

p-valor < 0.0001, Teste de Kruskal-Wallis, com pós-teste de Dunn.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 5 – Média de desvio padrão de NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os grupos que apresentaram **maior redução de NTK foram: VB60, VAT60, VBP60, VBP30 e VBT60**, sendo que nenhum deles apresentou remoções superiores a 14%. As menores variações em relação ao esgoto bruto foram registradas nos grupos VBT30 e VAT30. Conforme destacado anteriormente, embora as concepções e aplicação dos experimentos sejam totalmente diferentes, o que é uma justificativa para as diferenças nos resultados obtidos, apenas a título de comparação da remoção de nitrogênio total, destacam-se aqui algumas pesquisas referenciadas no Capítulo 2 desta dissertação de mestrado:

- Maciejewski *et al.* (2013): os autores analisaram o sistema de câmara de vácuo implantado em ETE. Em uma estimativa conservadora, baseada na capacidade da água de dissolver o gás nitrogênio dos processos de desnitrificação nos decantadores finais, foi que cerca de 30% a 50% do nitrogênio dissolvido foi removido no processo em decorrência da inclusão da etapa de desgaseificação.
- Gnida e Skinieczna (2021): observaram que a adoção do sistema a vácuo em conjunto com o sistema de tratamento de lodos ativados propiciou a remoção de 40% de nitrogênio total. No entanto, os autores discutem que a melhora na remoção de nitrogênio não foi resultado unicamente do processo de desgaseificação do lodo ativado, mas sim do incremento do

lodo no biorretator, uma vez que, em função de sua redução volumétrica, um maior volume de lodo armazenado no sistema de tratamento.

Diferente das pesquisas citadas, os valores encontrados nesta pesquisa referem-se unicamente à influência do vácuo sobre o esgoto bruto, podendo este ser o ponto de partida para estudos futuros relativos à melhoria do desempenho deste parâmetro. Para NTK, os melhores resultados obtidos consideram a seguinte configuração operacional do sistema:

- Tempo de detenção: 60 minutos
- Pressão: 80 kPa
- Temperatura: ambiente
- pH: sem alteração de pH

#### **4.2.3 Análises de Fósforo Total (P)**

Na Tabela 16 são apresentados os valores de P para cada uma das rodadas experimentais, para o esgoto bruto e o esgoto após-sistema experimental. Na Tabela 17 é apresentada a comparação dos grupos em relação ao P. O Teste de Kruskal-Wallis evoluiu para o p-valor=0.9293 o qual indica que NÃO existe diferença significativa entre os grupos. As médias de desvio padrão para cada grupo experimental são apresentadas no Gráfico 6.

Tabela 16 – Análises de P (Fósforo Total).

7 <sup>a</sup>	6 <sup>o</sup>	5 <sup>a</sup>	4 <sup>a</sup>	3 <sup>a</sup>	2 <sup>a</sup>	1 <sup>a</sup>	GRUPOS EXPERIMENTAIS	
							VA30	VA60
4940,0	4150,0	3600,0	3750,0	4300,0	3175,0	2950,0	Esgoto Bruto (mg/L)	VA30
4640,0	4480,0	2870,0	2940,0	3915,0	2552,0	2369,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VA30
-6,1	8,0	-20,3	-21,6	-9,0	-19,6	-19,7	Δ (%)	VA30
4940,0	4150,0	3600,0	3750,0	4300,0	3175,0	2950,0	Esgoto Bruto (mg/L)	VA60
4830,0	3740,0	2900,0	2610,0	3710,0	2678,0	2390,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VA60
-2,2	-9,9	-19,4	-30,4	-13,7	-15,7	-19,0	Δ (%)	VA60
3840,6	3875,0	3806,3	4150,0	3600,0	4300,0	3175,0	Esgoto Bruto (mg/L)	VAT30
3376,6	3420,0	3333,3	3630,0	3210,0	3683,0	2810,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VAT30
-12,2	-12,0	-12,3	-12,5	-10,8	-14,3	-11,5	Δ (%)	VAT30
3840,0	3875,0	3806,3	4150,0	3600,0	4300,0	3175,0	Esgoto Bruto (mg/L)	VAT60
2925,0	2955,0	2895,0	3070,0	2840,0	3195,0	2475,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VAT60
-23,8	-23,9	-23,7	-26,0	-21,1	-25,7	-22,0	Δ (%)	VAT60
3815,0	3750,0	3880,0	3750,0	4940,0	3750,0	2950,0	Esgoto Bruto (mg/L)	VAP30
2899,7	2947,0	2852,3	2947,0	3400,0	2947,0	2210,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VAP30
-25,5	-25,1	-25,9	-25,1	-31,2	-21,4	-25,1	Δ (%)	VAP30
3815,0	3750,0	3880,0	3750,0	4940,0	3750,0	2950,0	Esgoto Bruto (mg/L)	VAP60
2622,0	2583,0	2661,0	2583,0	3260,0	2583,0	2140,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VAP60
-31,0	-31,1	-30,9	-31,1	-34,0	-31,1	-27,5	Δ (%)	VAP60
4940,0	4150,0	3600,0	3750,0	4300,0	3175,0	2950,0	Esgoto Bruto (mg/L)	VB30
4160,0	3430,0	2828,0	3750,0	3569,0	3166,0	2511,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VB30
-15,8	-17,3	-21,4	0,0	-17,0	-0,3	-14,9	Δ (%)	VB30
4940,0	4150,0	3600,0	3750,0	4300,0	3175,0	2950,0	Esgoto Bruto (mg/L)	VB60
4670,0	3740,0	3296,0	2880,0	3870,0	2677,0	2510,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VB60
-5,5	-9,9	-8,4	-23,2	-10,0	-15,7	-14,9	Δ (%)	VB60
3840,6	3875,0	3806,3	4150,0	3600,0	4300,0	3175,0	Esgoto Bruto (mg/L)	VBT30
3350,3	3284,5	3416,0	4620,0	3120,0	3449,0	2475,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VBT30
-13,8	-16,6	-11,0	11,3	-13,3	-19,8	-22,0	Δ (%)	VBT30
3840,6	3875,0	3806,3	4150,0	3600,0	4300,0	3175,0	Esgoto Bruto (mg/L)	VBT60
3031,5	3023,0	3040,0	3638,0	2840,0	3206,0	2476,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VBT60
-20,9	-21,6	-20,2	-12,3	-21,1	-25,4	-22,0	Δ (%)	VBT60
3815,0	3750,0	3880,0	3750,0	4940,0	3750,0	2950,0	Esgoto Bruto (mg/L)	VBP30
2824,2	2687,0	2961,3	2687,0	3962,0	2687,0	2235,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VBP30
-24,2	-24,2	-24,1	-24,2	-19,8	-28,3	-24,2	Δ (%)	VBP30
3815,0	3750,0	3880,0	3750,0	4940,0	3750,0	2950,0	Esgoto Bruto (mg/L)	VBP60
3053,3	2847,0	3259,7	2847,0	4910,0	2847,0	2022,0	Esgoto após-sistema experimental (mg/L)	VBP60
-21,4	-24,1	-18,7	-24,1	-0,6	-24,1	-31,5	Δ (%)	VBP60

Fonte: Elaborado pelo autor.

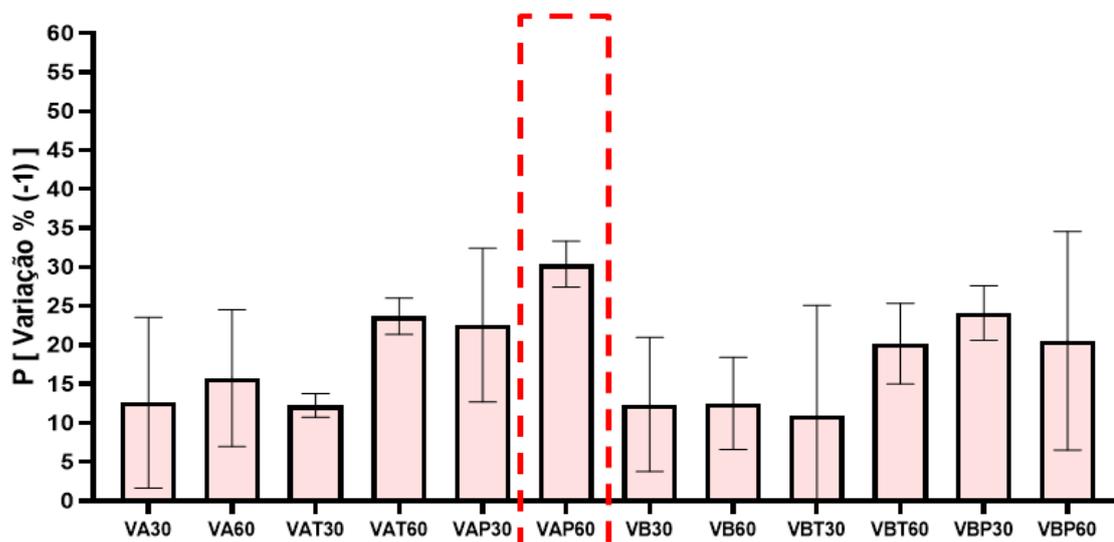
Tabela 17 – Avaliação estatística do P (Fósforo).

Grupos experimentais	VARIAÇÃO P (%)											
	VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30	VAP60	VB30	VB60	VBT30	VBT60	VBP30	VBP60
Mínimo	-21.6	-30.4	-14.3	-26.0	-31.2	-34.0	-21.4	-23.2	-22.0	-25.4	-28.4	-31.5
Máximo	8.0	-2.2	-10.8	-21.1	-21.4	-27.5	0.0	-5.5	11.3	-12.3	-19.8	-0.6
Amplitude	29.6	28.2	3.5	4.9	9.8	6.6	21.4	17.7	33.3	13.1	8.6	30.9
Mediana	-19.6	-15.7	-12.0	-23.9	-25.1	-31.1	-15.8	-10.0	-16.6	-21.6	-24.2	-24.1
1º. Quartil	-20.0	-19.2	-13.0	-25.8	-28.1	-32.6	-17.2	-15.3	-20.4	-22.9	-26.3	-31.5
3º. Quartil	-7.6	-11.8	-11.3	-21.8	-23.2	-27.5	-7.6	-9.2	-7.2	-18.9	-22.0	-12.3
Média	-12.6	-15.8	-12.3	-23.7	-25.8	-30.4	-12.4	-12.5	-11.0	-20.2	-24.1	-20.5
D Padrão	10.9	8.8	1.4	2.3	4.0	3.0	8.6	5.9	14.2	5.2	3.5	14.0
Grupos experimentais	P (escore)											
	VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30	VAP60	VB30	VB60	VBT30	VBT60	VBP30	VBP60
Mínimo	2369.0	2390.0	2810.0	2475.0	2210.0	2140.0	2511.0	2510.0	2475.0	2476.0	2235.0	2022.0
Máximo	4640.0	4830.0	3683.0	3195.0	3400.0	3260.0	4160.0	4670.0	4620.0	3638.0	3962.0	4910.0
Amplitude	2271.0	2440.0	873.0	720.0	1190.0	1120.0	1649.0	2160.0	2145.0	1162.0	1727.0	2888.0
Mediana	2940.0	2900.0	3420.0	2955.0	2947.0	2583.0	3430.0	3296.0	3284.5	3023.0	2687.0	2847.0
1º Quartil	2711.0	2644.0	3110.0	2748.8	2578.5	2361.5	2997.0	2778.5	2958.8	2749.0	2461.0	2434.5
3º. Quartil	4197.5	3725.0	3643.3	3101.3	3173.5	2921.5	3659.5	3805.0	3741.8	3314.0	3324.5	3878.5
Média	3395.1	3265.4	3333.3	2895.0	2852.3	2661.0	3344.9	3377.6	3416.0	3040.0	2961.3	3259.7
D Padrão	934.8	870.4	408.0	316.3	600.6	564.1	559.8	768.3	898.9	497.7	895.6	1487.6

p-valor = 0.9293, Teste de Kruskal-Wallis.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 6 – Média de desvio padrão do P (Fósforo).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os percentuais de remoção de fósforo variaram de 12% a 32%, sendo que as **maiores remoções foram os grupos VAP60, VAT60 e VAP 30**, indicando que a diferença da pressão de vácuo não foi determinante para a remoção do fósforo. Gnida e Skinieczna (2021) indicaram que a redução média de fósforo no sistema analisado pelos autores foi de 58%. Os autores ainda relatam a dificuldade em justificar a origem desta redução, uma vez que os gases extraídos no processo de degaseificação possam conter outros gases como o dióxido de carbono, a perda desses compostos inorgânicos não afetaria os compostos de fósforo. Sendo assim, a sua remoção, possivelmente, é resultado da incorporação de compostos no decantador após-gaseificação e não do metabolismo decorrente dos produtos gasosos. Todavia, há poucos estudos e relatos para analisar a real influência do vácuo sobre os compostos de fósforo, sendo necessários estudos específicos para este fim.

Nesta pesquisa, para o fósforo, uma vez que a análise estatística não identificou diferença significativa entre os grupos, os melhores resultados obtidos, consideram a seguinte configuração operacional do sistema:

- Tempo de detenção: 60 minutos;
- Pressão: 40 kPa
- Temperatura: ambiente
- pH: com alteração de pH (>9,5)

### 4.3 MONITORAMENTO DO pH DO SISTEMA

Em relação à análise do pH, primeiramente, cabe destacar que nos sistemas experimentais VAP e VBP houve alterações no nível do pH no início da operação em câmara de vácuo, uma vez que tal procedimento foi previsto na metodologia. Todavia, o objetivo neste tópico é analisar as possíveis variações de pH antes e após o processo de desgaseificação.

Na Tabela 18 são apresentados os valores de pH para cada uma das rodadas, para o esgoto bruto e o esgoto após-sistema experimental. Na Tabela 19 é apresentada a comparação dos grupos em relação ao pH. O Teste de Kruskal-Wallis evoluiu para o p-valor  $<0.0001$ , o qual indica que existe diferença altamente significativa entre os grupos. Os detalhes destas diferenças (comparações possíveis) são apresentados no Gráfico 7, onde as letras minúsculas diferentes indicam diferença estatisticamente significante entre os grupos.

Os grupos que apresentaram maior variação de pH foram o VB30 e VA30. Os grupos que apresentaram menor variação em relação ao bruto foram VB60, VAT30, VAP30, VAP60 e VBP30. Apesar da diferença estatística citada, numericamente, a variação de pH ficou na ordem de 1%, não indicando alterações significativas no pH do esgoto bruto quando submetido ao vácuo sob as diferentes condições testadas.

Tabela 18 – Análises do pH.

7ª	6ª	5ª	4ª	3ª	2ª	1ª	GRUPOS EXPERIMENTAIS	
							Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
6,6	6,8	7,1	7,2	7,1	6,9	7,5	VA30	
6,1	6,1	6,1	7,1	7,1	7,0	7,5	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
-7,0	-9,4	-15,0	-0,3	-0,4	0,3	-0,1	VA60	
6,6	6,8	7,1	7,2	7,1	6,9	7,5	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
6,3	6,7	7,1	7,1	7,1	6,8	7,5	VAT30	
-4,6	-1,0	-0,4	-1,3	0,0	-1,9	0,0	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
7,0	7,0	7,0	6,8	7,1	7,1	6,9	VAT60	
7,0	7,0	7,0	6,8	7,1	7,1	6,9	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
0,1	0,0	0,2	-0,1	1,1	0,0	0,0	VAP30	
7,0	7,0	7,0	6,8	7,1	7,1	6,9	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
7,0	7,0	7,0	6,8	7,1	7,1	6,9	VAP60	
-0,3	-0,2	-0,3	0,0	-0,8	0,0	-0,4	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
9,8	9,8	9,8	9,8	9,5	10,1	9,8	VB30	
9,8	9,9	9,8	9,9	9,4	10,1	9,9	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
-0,1	-0,2	-0,1	-0,2	-0,4	-0,2	0,4	VB60	
9,8	9,8	9,8	9,8	9,5	10,1	9,8	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
9,8	9,8	9,8	9,8	9,5	10,1	9,8	VBT30	
0,2	0,2	0,1	0,2	0,3	-0,1	0,2	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
6,6	6,8	7,1	7,2	7,1	6,9	7,5	VBT60	
6,4	6,7	6,9	7,1	7,1	6,9	7,4	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
-2,0	-1,2	-3,2	-0,7	-1,0	0,0	-1,6	VBP30	
6,6	6,8	7,1	7,2	7,1	6,9	7,5	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
6,3	6,8	7,0	7,2	7,1	6,9	7,5	VBP60	
-3,4	0,3	-1,3	0,0	0,0	-0,1	0,0	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
7,0	7,0	7,0	6,8	7,1	7,1	6,9	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
7,0	7,0	7,0	6,9	7,1	7,1	6,9	VBT60	
0,0	-0,4	0,3	2,4	-0,6	-0,4	-0,3	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
7,0	7,0	7,0	6,8	7,1	7,1	6,9	VBP30	
7,0	7,0	7,0	6,7	7,1	7,1	6,9	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
-0,5	-0,5	-0,5	-1,2	0,0	-1,0	0,0	VBP60	
9,8	9,8	9,8	9,8	9,5	10,1	9,8	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
9,8	9,9	9,8	9,9	9,5	10,1	9,9	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
0,4	0,4	0,3	0,4	0,6	0,0	0,4	VBP60	
9,8	9,8	9,8	9,8	9,5	10,1	9,8	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
9,8	9,8	9,8	9,8	9,3	10,1	9,8	Esgoto Bruto	Esgoto após-sistema experimental Δ (%)
-0,2	0,0	-0,4	0,0	-1,4	0,0	0,1	VBP60	

Fonte: Elaborado pelo autor.

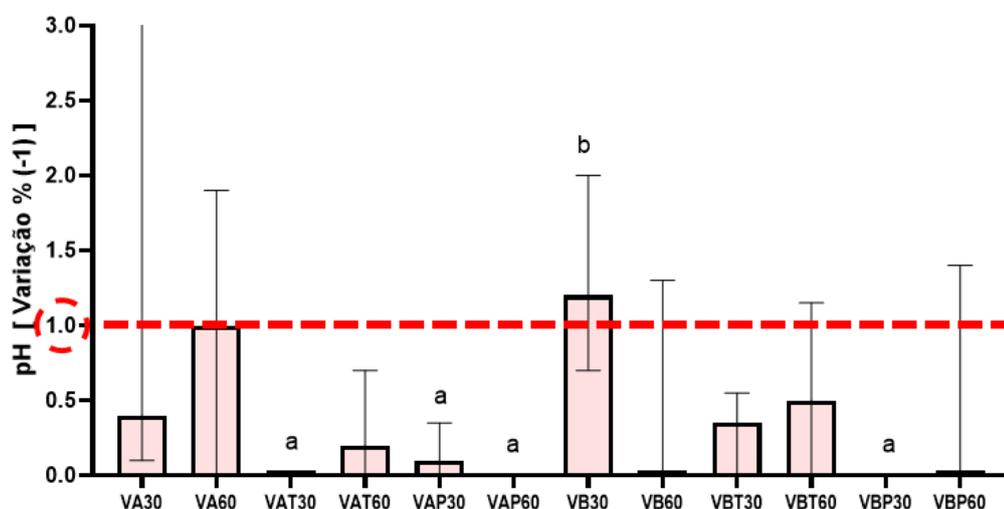
Tabela 19 – Avaliação estatística do pH.

Grupos experimentais	VARIACÃO pH (%)											
	VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30	VAP60	VB30	VB60	VBT30	VBT60	VBP30	VBP60
Mínimo	-15.0	-4.6	-0.1	-0.8	-0.4	-0.1	-3.2	-3.4	-0.6	-1.2	0.0	-1.4
Máximo	0.3	0.0	1.1	0.0	0.4	0.3	0.0	0.3	2.4	0.0	0.6	0.1
Amplitude	15.3	4.6	1.2	0.8	0.8	0.4	3.2	3.7	3.0	1.2	0.6	1.5
Mediana	-0.4	-1.0	0.0	-0.2	-0.2	0.2	-1.2	0.0	-0.4	-0.5	0.4	0.0
1o. Quartil	-8.2	-1.6	0.0	-0.5	-0.3	0.1	-1.8	-0.7	-0.5	-1.1	0.2	-0.7
3o. Quartil	-0.2	-0.2	0.3	0.0	0.4	0.3	-0.9	0.0	0.4	0.0	0.5	0.1
Média	-4.6	-1.3	0.3	-0.3	0.0	0.1	-1.4	-0.6	0.3	-0.6	0.4	-0.4
D Padrão	6.0	1.6	0.5	0.4	0.4	0.2	1.0	1.3	1.3	0.6	0.3	0.7
Grupos experimentais	pH (escore)											
	VA30	VA60	VAT30	VAT60	VAP30	VAP60	VB30	VB60	VBT30	VBT60	VBP30	VBP60
Mínimo	6.1	6.3	6.8	6.8	9.4	9.5	6.4	6.3	6.9	6.7	9.5	9.3
Máximo	7.5	7.5	7.2	7.1	10.1	10.1	7.4	7.5	7.1	7.1	10.1	10.1
Amplitude	1.4	1.2	0.4	0.3	0.7	0.6	1.0	1.2	0.2	0.4	0.6	0.8
Mediana	7.0	7.1	7.0	7.0	9.9	9.8	6.9	7.0	7.0	7.0	9.9	9.8
1o. Quartil	6.1	6.8	6.9	6.9	9.7	9.7	6.8	6.9	6.9	6.9	9.7	9.6
3o. Quartil	7.1	7.1	7.1	7.1	10.0	10.0	7.1	7.2	7.1	7.1	10.0	10.0
Média	6.7	6.9	7.0	7.0	9.8	9.8	6.9	7.0	7.0	7.0	9.8	9.7
D Padrão	0.6	0.4	0.2	0.2	0.4	0.3	0.3	0.4	0.1	0.2	0.3	0.4

p-valor = 0.0007, Teste de Kruskal-Wallis, com pós-teste de Dunn.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 7 – Média de desvio padrão do pH.



Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 4.4 ANÁLISES GERAIS

Na Tabela 20 é apresentado um resumo das melhores condições de operação para cada parâmetro analisado. Para a determinação, levaram-se em consideração as análises estatísticas realizadas e as condições de operações propostas. Quando da não diferença estatística significativa entre os resultados, a melhor opção dentre os maiores índices de remoção se deu analisando a menor pressão necessária e o menor tempo de exposição ao vácuo, em conjunto com menor custo operacional (ausência do incremento de temperatura e elevação do pH).

Tabela 20 – Resumo das melhores condições para cada parâmetro analisado.

Parâmetro	Grupo Experimental	Tempo de Detenção (min)	Pressão	Temperatura	pH
DBO	VAT30	30	40	40°C	s/ alteração
DQO	VA60	60	40	ambiente	s/ alteração
SST	VBP30	30	80	ambiente	> 9,5
NA	VB30	30	80	ambiente	s/ alteração
NTK	VB60	60	80	ambiente	s/ alteração
P	VAP60	60	40	ambiente	> 9,5

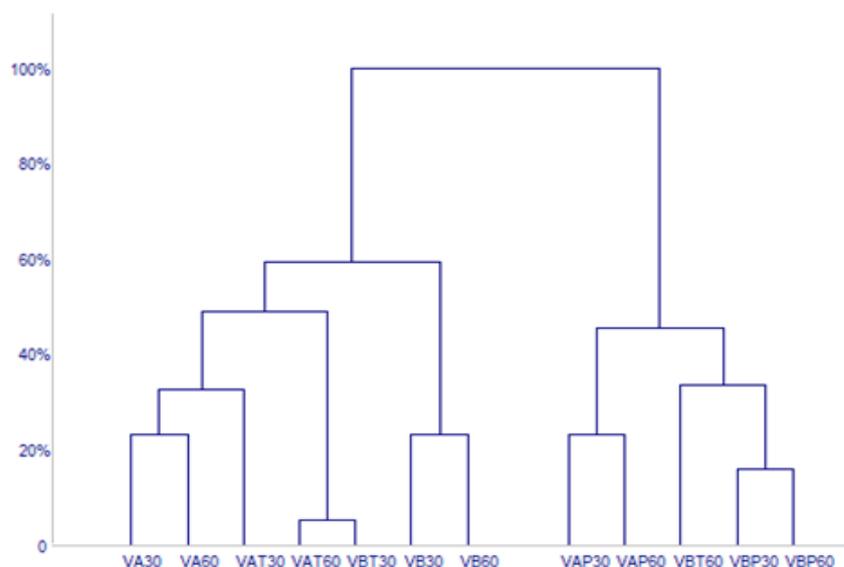
Fonte: Elaborado pelo autor.

Por fim, para verificar se o conjunto formado por todas as 07 (sete) variáveis conseguem estar diretamente relacionado com cada um dos grupos experimentais, as médias e as medianas dos valores das variações (%) de DBO, DQO, SST, NA, NTK e P foram submetidos à Análise de Conglomerados.

A aplicação do método resultou no diagrama apresentado na Figura 18, o qual identificou a evidência de dois agrupamentos:

- a) Grupo A: VA30, VA60, VAT30, VAT60, VBT30, VB30 e VB60.
- b) Grupo B: VAP30, VAP60, VBT60, VBP30 e VBP60

Figura 18 – Análise de conglomerados das médias e as medianas dos valores das variações (%) de DBO, DQO, SST, NA, NTK e P.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A aplicação da análise discriminante de Fisher resultou nas seguintes equações ( $Y1$  e  $Y2$ ), que possibilitaram a elaboração do diagrama apresentado na Figura 19.

Equações discriminantes de Fisher (Equações 11 e 12):

$$Y1 = -0.0438 X1 - 0.2713 X2 + 0.2896 X3 + 0.8764 X4 - 0.1426 X5 + 0.2277 X6 + 0.0165 X7$$

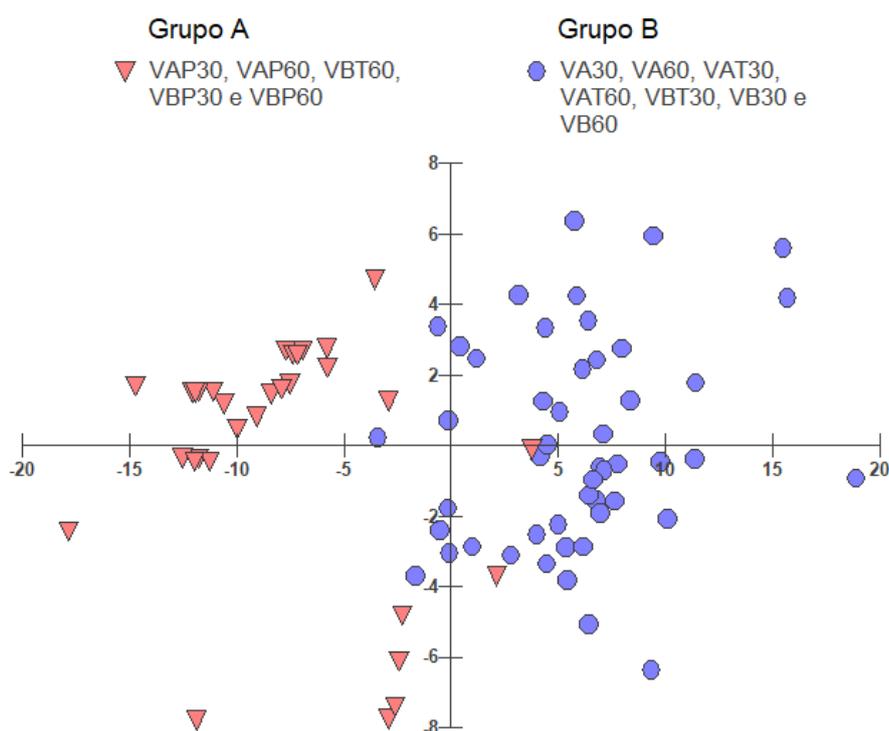
*(Equação 11)*

$$Y2 = 0.1946 X1 - 0.1208 X2 + 0.0314 X3 + 0.4067 X4 + 0.1444 X5 - 0.0120 X6 + 0.6483 X7$$

*(Equação 12)*

A comparação dos grupos (GA X GB) com base na equação Y1 (eixo horizontal) resultou no p-valor <0.0001 o qual é altamente significativo, comprovando assim a dissimilaridade entre os grupos. A comparação dos grupos (GA x GB) com base na equação Y2 (eixo vertical) resultou no p-valor = 0.5453 o qual não é significativo.

Figura 19 – Análise discriminante de Fisher com base nos valores das variações (%) de DBO, DQO, SST, NA, NTK e P.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A representação no eixo x do diagrama apresentado na Figura 18, indica as similaridades entre os sistemas experimentais em decorrência das variações (%) de DBO, DQO, SST, NA, NTK e P. Tais resultados indicam que os sistemas experimentais que compõem o Grupo “A” possuem homogeneidade entre si quando analisados os conjuntos das 06 (seis) variáveis propostas. Da mesma maneira, os sistemas experimentais que compõem o Grupo “B” apresentam tal similaridade.

Com a exceção do sistema experimental VBT60, os demais sistemas que integram o Grupo “B” são processos que sofreram alteração do pH (> 9,5) para a realização do método experimental e posterior análises (VAP e VBP). Tal procedimento pode ser uma indicação quanto à diferenciação dos resultados

apresentados e a formação dos grupos de similaridade, uma vez que a remoção da carga orgânica possui relação direta com o pH.

Nas avaliações de remoção da carga orgânica e de nutrientes, os sistemas experimentais que apresentaram melhores condições operacionais, em sua maioria (com exceção das análises de SST e P) pertencem ao Grupo "A". Desta maneira, levando em consideração as melhores condições de operação apresentadas na Tabela 20, bem como as análises quanto às similaridades em decorrência das variações (%) de DBO, DQO, SST, NA, NTK e P, podemos afirmar que a condição operacional mais atraente, visando a redução da carga orgânica e de nutrientes, não necessitará do incremento de temperatura e alteração do pH, podendo esta se restringir a aplicação de vácuo (40 kPa ou 80 kPa) pelos períodos de 30 ou 60 minutos.

Vale destacar que o estudo do uso do vácuo como tecnologia de tratamento do esgoto sanitário é um tema incipiente. A pequena quantidade de estudos relacionados ao tema dificulta uma análise precisa e comparativa sobre o real efeito do vácuo sobre o tratamento do esgoto sanitário bruto.

## 5 CONCLUSÕES

Esta pesquisa avaliou a influência do vácuo em relação a remoção da carga orgânica e de nutrientes. Para responder ao objetivo geral, buscou-se responder aos objetivos específicos.

Em resposta ao objetivo específico: **propor um equipamento, em escala de bancada, para análise dos efeitos e eficiência da aplicação do vácuo em esgoto sanitário bruto** registra-se que:

- a) a proposição do equipamento em escala de bancada atendeu aos requisitos estabelecidos em projeto, suportando as pressões aplicadas e garantindo o controle do vácuo através do vacuostato digital e da fonte de automação;
- b) as características de projeto e fabricação da câmara do vácuo possibilitam a sua utilização em futuras adaptações metodológicas para o estudo da tecnologia do vácuo;
- c) foram realizados testes preliminares do equipamento (ver Apêndice A) com o objetivo de verificar e validar seu funcionamento e auxiliar na definição das condições experimentais.

Para responder ao segundo objetivo específico: **avaliar a eficiência do vácuo quanto a remoção da carga orgânica presente em esgotos sanitários brutos, em diferentes tempos de exposição ao vácuo, utilizando as variáveis de pressão, tempo de exposição ao vácuo, pH e temperatura**, observou-se que:

- a) em relação a análise de DBO, as maiores reduções foram registradas nas amostras submetidas à elevação de temperatura, não apresentando diferenças estatisticamente significativas entre elas. O percentual de remoção foi de  $\pm 35\%$ . Considerando o melhor resultado, ou seja, a menor pressão necessária em um menor tempo de exposição ao vácuo, a operação com melhor indicativo quanto à remoção de DBO foi a VAT30;
- b) em relação a análise de DQO, a maior redução foi registrada nas amostras VA60, VAT30 e VAT60. Uma vez que não se registrou diferenças estatisticamente significativas entre elas, a operação com melhor

indicativo quanto à remoção de DQO foi a VA60, apresentando uma remoção de cerca de 25%;

- c) em relação a análise de SST, a maior redução foi registrada na amostra onde houve a elevação do pH (>9,5) em um tempo de exposição de 30 minutos, a temperatura ambiente e ao vácuo de 80 kPa (VBP30).

No que se refere ao terceiro objetivo específico: **avaliar a eficiência do vácuo quanto a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em esgotos sanitários brutos, em diferentes tempos de exposição ao vácuo, utilizando as variáveis de pressão, tempo de exposição ao vácuo, pH e temperatura**, constatou-se que:

- a) em relação a análise de NA, as maiores reduções foram VAP60, VB30, VB60, VBT60 e VBP30 e VBP60, sendo que não há diferenças estatisticamente significativas entre elas. Considerando o melhor resultado, ou seja, a menor pressão necessária em um menor tempo de exposição ao vácuo, com menor custo operacional (ausência do incremento de temperatura e elevação do pH), a operação com melhor indicativo quanto à remoção de NA foi a VB30;
- b) em relação a análise de NTK, as maiores remoções ocorreram nos sistemas experimentais VB60, VAT60, VBP60, VBP30 e VBT60, sendo que, em nenhum deles, a remoção foi superior a 14%. A operação com melhor indicativo quanto à remoção de NTK, considerando os aspectos técnicos, foi a VB60;
- c) em relação a análise de P, não houve diferença estatística significativa entre os grupos. As remoções variaram na faixa de 12% a 32%. Desta maneira, o melhor resultado obtido para este parâmetro foi o sistema experimental VAP60.

Em relação ao objetivo geral desta dissertação de mestrado: **avaliar a influência do vácuo na remoção da carga orgânica e de nutrientes presentes em esgotos sanitários**, conclui-se:

- a) a pequena quantidade de estudos relacionados a este tema, dificulta uma análise precisa e comparativa sobre o real efeito do vácuo sobre o tratamento do esgoto sanitário;
- b) há registros na literatura de que o vácuo promova alterações na biomassa e atividade microbológica durante o tratamento do esgoto. Trata-se de um ponto não avaliado por esta dissertação de mestrado, e que pode influenciar na sequência do tratamento biológico;
- c) outro ponto de importante destaque é em relação às comparações e análises realizadas com os trabalhos apresentados na fundamentação teórica. Trata-se de tecnologias e pesquisas diferentes da proposta neste trabalho, uma vez que os sistemas estudados até então são compostos por diferentes tecnologias de tratamento, dentre elas a inserção de câmaras de vácuo. Aqui, foi proposto a análise individual e exclusiva dos efeitos do vácuo. Nos trabalhos referenciados não é possível determinar a real eficiência do sistema à vácuo na remoção de carga orgânica. Por outro lado, nesta dissertação de mestrado, como se fez um teste isolado utilizando o vácuo como tecnologia de tratamento, foi possível detectar a eficiência apenas deste sistema;
- d) A metodologia proposta aqui, uma vez que se baseia somente na aplicação do vácuo, torna o tema promissor a estudos e desenvolvimentos futuros.

## 5.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

O desenvolvimento desta pesquisa respondeu alguns questionamentos quanto à influência do vácuo no tratamento de esgotos sanitários. Todavia, limitou-se a analisar a influência do vácuo em esgotos sanitários brutos e através de parâmetros físico-químicos, havendo assim, a necessidade de continuidade de pesquisas deste tema em trabalhos futuros. Como sugestões são propostos:

- a) avaliar, em maior escala, os efeitos da aplicação de vácuo para redução da carga orgânica e de nutrientes em esgoto sanitário;

- b) avaliar a utilização do vácuo em conjunto com outros sistemas de tratamento, buscando uma melhor composição com menor custo e menor tempo de tratamento;
- c) avaliar o efeito do vácuo sobre as bactérias e comunidades microbianas no processo de tratamento de esgoto;
- d) avaliar a aplicação do vácuo com foco na redução volumétrica do lodo gerado em estações de tratamento de esgoto.

## REFERÊNCIAS

- ABBASSI, B. E. Improvement of anaerobic sludge digestion by disintegration of activated sludge using vacuum process. **Water Quality Research Journal of Canada**, v. 38, n. 3, p. 515–526, 2003.
- ABNT, A. B. DE N. T. ABNT NBR 9648: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, p. 5, 1986.
- AYRES, M., AYRES Jr, M., AYRES, D. L., SANTOS, A. A. S. Bioestat 5.3 aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Belém: IDSM, 2007.364p.
- BIANCHETTI, F. J. et al. Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios – Parte 7: emissão e compensação de gases de efeito estufa. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, n. No prelo, p. 1–19, 2021.
- CARUCCI, A.; RAMADORI, R.; ROSSETTI, S.; TOMEI, M. C. Kinetics of denitrification reactions in single sludge systems. **Water Research**, v. 30, n. 1, p. 51-56, Jan. 1996. Disponível em: DOI:10.1016/0043-1354(95)00127-7.
- CLARK IC, ZHANG RH, UPADHYAYA SK (2012) The effect of low pressure and mixing on biological hydrogen production via anaerobic fermentation. **International Journal of Hydrogen Energy** 37:11504–11513. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2012.03.154>
- CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (CONSEMA). Resolução CONSEMA nº 355 de 19 de julho de 2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201707/19110149-355-2017-criterios-e-padroes-de-emissao-de-efluentes-liquidos>.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes complementem e alteram a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>.
- COSTA, F. J. O. G.; WAGNER, L. G.; LISBOA, A. M.; FARIA, A.L.; ROSS, B. Z. L.; NELTING, K.; TRAUTMANN, N.; CAICEDO, C.; POSSETTI, G. R. C. Avaliação do desempenho de um sistema à vácuo de recuperação de biogás dissolvido em efluente de um reator anaeróbio alimentado com esgoto doméstico. In: Seminário Nacional - ETEs sustentáveis, 1., Curitiba, 2018.
- CUSSLER, E. L. Diffusion mass transfer in fluid systems 2th edition Cambridge University Press, 1997. p. 580
- DAVIES, J. T.; RIDEAL, D. Interfacial phenomena. 2 th ed. New York: Academic Press. 1963. 480 p

DEGASPERI, F. T. Modelagem e Análise Detalhadas de Sistemas de Vácuo. p. 69, 2002.

EPA, Environmental Protection Agency. Nitrogen control. Washington –DC- US. EPA, 1993. Disponível em: [nepis.epa.gov](http://nepis.epa.gov)

GAMA, P. S. F – 640 Introdução à Ciência e Tecnologia de Vácuo. 2002. Disponível em: <https://sites.ifi.unicamp.br/labvacrio/files/2014/09/F-640-apostila>.

GNIDA, A. What do we know about the influence of vacuum on bacterial biocenosis used in environmental biotechnologies? **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 104, n. 1, p. 101–106, 2020. Disponível em: DOI: 10.1007/s00253-019-10213-6.

GNIDA, A.; SKONIECZNA, M. Diversity among activated sludge in vacuum degassed laboratory systems. **Journal of Environmental Management**, v. 281, p. 111870, 2021. Disponível em: 10.1016/j.jenvman.2020.111870

GNIDA, A.; SKONIECZNA, M. Vacuum treatment changes characteristics of activated sludge. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 17, n. 4, p. 2073–2084, 2020. Disponível em: DOI: 10.1007/s13762-019-02602-1.

GNIDA, A.; STUDENT, S. Full-scale vacuum degassing of activated sludge – A case study over 2-years of operation. **Journal of Water Process Engineering**, v. 41, n. September 2020, p. 101992, 2021.

HAGHIGHATAFSHAR, S. et al. Laboratory-scale assessment of vacuum-degassed activated sludge for improved settling properties. **Environmental Technology** (United Kingdom), v. 38, n. 17, p. 2193–2201, 2017. Disponível em: DOI: 10.1007/s00253-019-10213-6.

HEILE, S. et al. **Dissolved gas separation for engineered anaerobic wastewater systems** *Separation and Purification Technology* Elsevier, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.08.021>>

HEILE, S.; CHERNICHARO, C. A. L.; BRANDT, E. M. F.; MCADAM, E. J. **Dissolved gas separation for engineered anaerobic wastewater systems. Separation and Purification Technology**, v. 189, p. 405- 418, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.08.021>.

HERNÁNDEZ-Macedo ML, BARANCELLI GV, CONTRERAS-Castillo CJ (2011) Microbial deterioration of vacuum-packaged chilled beef cuts and techniques for microbiota detection and characterization: a review. *Braz J Microbiol* 42:1–11. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1517-83822011000100001>

HU, Z. et al. Nitrogen removal by a nitrification-anammox bioreactor at low temperature. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 79, n. 8, p. 2807–2812, 2013. Disponível em: DOI: 10.1007/s00253-019-10213-6.

HVITVED-JACOBSEN, T. Sewer processes: microbial and chemical process engineering of sewer networks. 2. ed. New York: CRC Press, 2002. 53 p. Disponível em: <https://doi.org/10.1201/9781420012668>.

IBM Corp. Released 2020. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 27.0. Armonk, NY: IBM Corp

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 8a ed. Rio de Janeiro: ABES, 2017.

KATAOKA N, MIYA A, KIRIYAMA K (1997) Studies on hydrogen production by continuous culture system of hydrogen-producing anaerobic bacteria. *Water Sci Technol* 36:41–47. Disponível em [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00505-2](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00505-2)

KOCATURK, I.; ERQUĐER, T. H. Investigation of the use of aerobic granules for the treatment of sugar beet processing wastewater. *Environmental Technology*, v. 36, p. 2577-2587. Disponível em <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1039070>.

LEE, E; ROUT, P. R.; KYUN, Y; BAE, J. Process optimization and energy analysis of vacuum degasifier systems for the simultaneous removal of dissolved methane and hydrogen sulfide from anaerobically treated wastewater. **Water Research**, v. 182, 115965, p. 1-11, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115965>.

Lishman L, Murphy K. 1994. The significance of hydrolysis in microbial death and decay. **Water Research**. 28:2417–2419. Disponível em [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90058-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90058-2).

MACHADO, L. M. **Avanços no emprego de Câmaras de Dessorção para remoção e recuperação dos gases metano e sulfeto de hidrogênio dissolvidos em efluente de reator UASB no tratamento de esgoto doméstico**. Federal University of Minas Gerais, n. 2, 2018.

MACIEJEWSKI M, OLESZKIEWICZ JA, GOLCZ A, NAZAR A (2010) Degasification of mixed liquor improves settling and biological nutrient removal. **Water Pract Technol** 5:1–7. Disponível em <https://doi.org/10.2166/wpt.2010.009>

MACIEJEWSKI M, TIMPANY P (2008) New European BNR technology of mixed liquor vacuum degassing debuts for the Beijing 2008 Olympics. In: Proceedings of BC Water and Waste assoc. Annual Conference, Whistler

MACIEJEWSKI, M. et al. Mixed Liquor Vacuum Degassing ( Mlvd ) – a Highly Effective and Efficient Method of Activated Sludge Bulking and Flush-Out Prevention in the Wastewater Treatment , With Simultaneous Improvement of Total Nitrogen Removal. In: **7th EUROPEAN WASTE WATER MANAGEMENT CONFERENCE, 7., 2013**, Wakefield. Anais [...]. Wakefield: ORGANISED BY AQUA ENVIRO TECHNOLOGY TRANSFER, 2013. Disponível em: <https://conferences.aquaenviro.co.uk/proceedings/mixed-liquor-vacuum-degassing-mlvd-a-highly-effective-and-efficient-method-of-activated-sludge-bulking-and-flush-out-prevention-in-the-wastewater-treatment-with-simultaneous-improvement-o/>.

MARTINELLI, A. et al. **Esgoto Sanitário: coleta, transporte e reúso agrícola**. 2a ed. São Paulo/SP: Blucher, 2011.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos** [recurso eletrônico]. 5a ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

NELTING, K.; POSSETTI, G. R. C.; RIETOW, J. C.; PAULA, A. C.; COSTA, F. J. O. G.; GALLO, E. M. F. S.; TRAUTMANN, N. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios – Nota Técnica 3 - Recuperação de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios por meio de câmaras de vácuo. Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 1, n.2, p. 35-47, 2021. Disponível em: [https://www.abes-dn.org.br/pdf/cadernos/ESA\\_NT\\_V1n2\\_baixa](https://www.abes-dn.org.br/pdf/cadernos/ESA_NT_V1n2_baixa).

POAGUE, K. I. H. M.; SILVA, W. R.; NUNES, J. C. S. Diagnóstico Operacional e Sustentável da Estação de Tratamento de Esgoto do Onça (ETE Onça) - Belo Horizonte, MG. Sustentare, v. 2, n. 2, p. 58–77, 2018.

PÖPEL, H. J. Aeration and gas transfer. 2. Ed. Delft: Delft University of Technomic Publishing Co., Lancaster, EUA, 1979. 589 p. Disponível em: <https://www.ircwash.org/sites/default/files/251-74AE>.

RAJHI H, PUYOL D, MARTÍNEZ MC, DÍAZ EE, SANZ JL (2016) Vacuum promotes metabolic shifts and increases biogenic hydrogen production in dark fermentation systems. *Front Environ Sci Eng* 10:513– 521. Disponível em <https://doi.org/10.1007/s11783-015-0777-y>

REGINA, I.; CHAO, S. **Remoção De Fósforo De Efluentes De Estações De Tratamento Biológico De Esgotos Utilizando Lodo De Estação De Tratamento De Água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – USP, São Paulo, 2006, p. 157, 2006.

ROCKSTRÖM, J. et al. A safe operating space for humanity. *Nature*, v. 461, n. 7263, p. 472–475, 2009. Disponível em: <https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-73849121092&origin=reflist>.

ROQUES, H. Fondements théoriques du traitement biologique des eaux. *Technique et Documentation*, Paris, vol. 2, 1980.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.

SANTO, B. C. D. E. **Avaliação de câmara de dessorção de metano e sulfeto de hidrogênio dissolvidos em efluentes de reatores UASB tratando esgoto doméstico**. 2013. 131 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2018. Disponível em: [https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/BUOS-AU7GQB/1/5237a\\_cdu\\_628\\_043\\_\\_dissert\\_mestrado\\_smarh\\_572.pdf](https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/BUOS-AU7GQB/1/5237a_cdu_628_043__dissert_mestrado_smarh_572.pdf)

SANTO, B. C. D. E.; MACHADO, L. M.; MARINHO, T. D.; SOUZA, C. L. **Desenvolvimento de câmara de dessorção no controle de emissão de gases dissolvidos em efluente de reator UASB: minimização de maus odores e mitigação de efeito estufa**. In: ROSS, B. Z. L., POSSETTI, G. R. C., et al (Ed.). *Inovação para a sustentabilidade a serviço do saneamento ambiental: trabalhos contemplados no Prêmio Sanepar de Tecnologias Sustentáveis e no Prêmio Inova Sanepar*. 1ªed. Curitiba (PR) - Brasil: Sanepar, 2019. p. 16-27. Disponível em:

<https://site.sanepar.com.br/sites/site.sanepar.com.br/files/publicacoes/livro-sustentabilidade-no-saneamento-ambiental>.

SANTOS, A. B. DOS. **Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais**. [s.l: s.n.].

SANTOS, André Bezerra dos; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos; LAPOLLI, Flávio Rubens; SPERLING, Marcos von; KATO, Mário Takayuki; PIVELI, Roque Passos; RIBEIRO, Thiago Bressani. **Tecnologias de tratamento de correntes de esgotos não segregadas aplicadas a empreendimentos habitacionais**. In: SANTOS, André Bezerra dos (coord.). *Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais*. 1ª Edição. Fortaleza, CE: Imprece, 2019. P. 118-218. E-book. Disponível em: [http://finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/06\\_11\\_2019\\_ProSab\\_Tratamento\\_de\\_Esgoto](http://finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/06_11_2019_ProSab_Tratamento_de_Esgoto).

SONNLEITNER A, PEINTNER C, WUKOVITS W, FRIEDL A, SCHNITZHOFFER W (2012) Process investigations of extreme thermophilic fermentations for hydrogen production: effect of bubble induction and reduced pressure. **Bioresour Technol** 118:170–176. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.046>

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; AQUINO, S. F. Quantification of dissolved methane in UASB reactors treating domestic wastewater under different operation conditions. **Water Science and Technology**, v. 64, n.11, p. 2259- 2264, 2011. Disponível em: DOI: 10.2166/wst.2011.695.

SOUZA, Cláudio Leite de; SANTOS, André Bezerra dos; SILVA, Marcos Erick Rodrigues da; Aquino, Sérgio Francisco de. **Aspectos qualitativos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas**. In: SANTOS, André Bezerra dos (coord.). *Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais*. 1ª Edição. Fortaleza, CE: Imprece, 2019. P. 118-218. E-book. Disponível em: [http://finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/06\\_11\\_2019\\_ProSab\\_Tratamento\\_de\\_Esgoto.pdf](http://finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/06_11_2019_ProSab_Tratamento_de_Esgoto.pdf).

VAN HAANDEL, A.C.; MARAIS, G. O comportamento do sistema de lodos ativados: Teoria e aplicações para projetos e operação. Universidade Federal da Paraíba, 1999. 488 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3a ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2009.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**. 2a ed. Belo Horizonte: UFMG, 2016.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte/MG: DESA, 1996.

WINKLER, M. K.; STRAKA, L. New directions in biological nitrogen removal and recovery from wastewater. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 57, p. 50–55, 2019. Disponível em: DOI: 10.1016/j.copbio.2018.12.007.

ZAR, J. H. (2010). **Biostatistical analysis** (5th ed.). Prentice-Hall/Pearson. Chicago Style (17th ed.)

ZHANG, L.; WEI, C.; ZHANG, K.; ZHANG, C.; FANG, Q.; LI, S. Effects of temperature on simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in a sequencing batch biofilm reactor. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 32, n. 2, p.175-182, 2009. Disponível em: DOI 10.1007/s00449-008-0235-3

## APÊNDICE A – TESTES PRELIMINARES

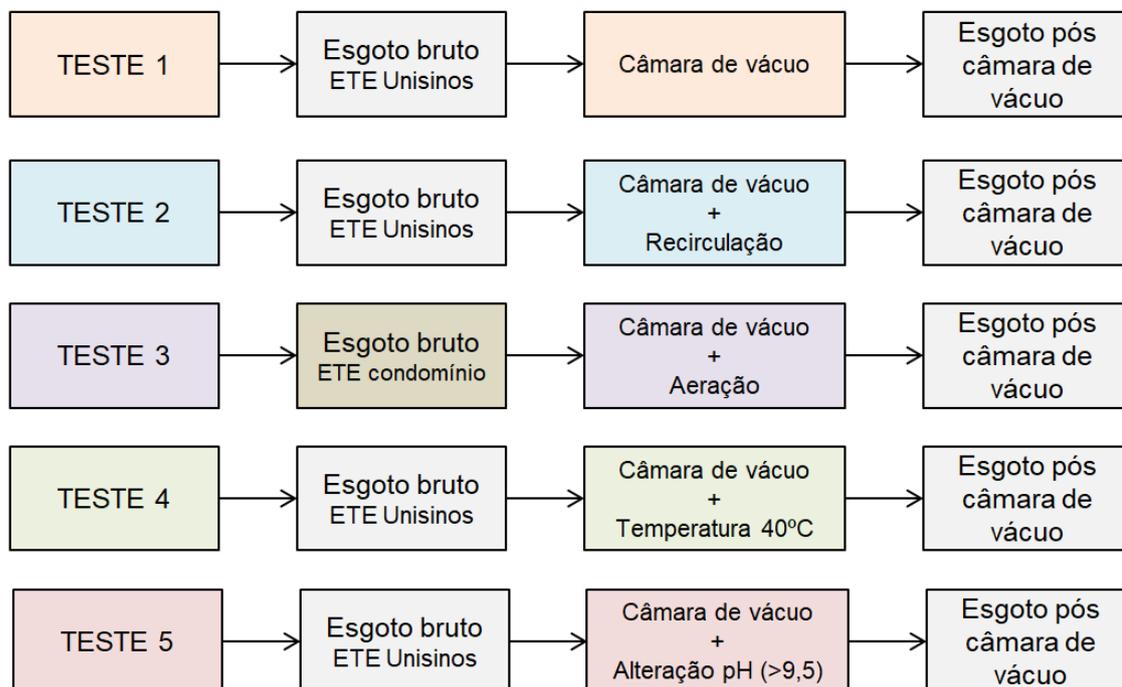
Os testes preliminares tiveram o objetivo de verificar e validar o funcionamento da câmara de vácuo e auxiliar na definição das condições experimentais. Como balizador dos testes preliminares, foi selecionado o parâmetro de nitrogênio amoniacal (NA) como unidade de mensuração a ser analisado em cada um dos cenários.

As condições para os testes preliminares foram as seguintes:

- a) os testes preliminares foram realizados com esgoto bruto provenientes da estação de tratamento de esgoto da Universidade do Vale do Rio dos Sinos e, em um dos testes, exclusivamente, da estação de tratamento de um condomínio de residências unifamiliares com características de esgoto forte;
- b) todos os testes foram realizados com pressão constante de 80 kPA;
- c) o tempo de exposição ao vácuo nos testes preliminares foi de 30 minutos;
- d) foram analisadas as condições do sistema frente a alteração de temperatura, pH, aeração e recirculação do efluente no interior da câmara de vácuo;
- e) para a determinação das concentrações de nitrogênio amoniacal utilizou-se a metodologia destilação e titulometria – APHA (2012) – Código: 4500-NH<sub>3</sub> B 8 4500-NH<sub>3</sub> C.

Na Figura 20 é apresentado um fluxograma dos testes preliminares realizados.

Figura 20 – Variações dos testes preliminares realizados.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Na Tabela 21 é apresentado um resumo dos resultados obtidos com os testes preliminares.

Tabela 21 – Dados obtidos nos testes preliminares.

Teste	Nº da Amostra	Nitrogênio Amoniacal		Valores das médias das eficiências de remoção
		Esgoto bruto	Pós-teste	
1 Câmara de vácuo	1	11,1 mg/L		6,1%
	2	10,9 mg/L		
	3		10,1 mg/L	
	4		10,6 mg/L	
2 Câmara de vácuo + recirculação	1	34,3 mg/L		8,8%
	2	34,1 mg/L		
	3		32,6 mg/L	
	4		29,8 mg/l	
3 Câmara de vácuo + aeração	1	40,5 mg/L		-
	2	40,3 mg/L		
	3		40,2 mg/L	
	4		42,8 mg/L	
4 Câmara de vácuo + temperatura 40°C	1	8,2 mg/L		4,1%
	2	8,1 mg/L		
	3	-	7,7 mg/L	
	4	-	7,9 mg/L	
5 Câmara de vácuo + alteração pH (>9,5)	1	8,2 mg/L	-	14,0%
	2	8,1 mg/L	-	
	3	-	7,0 mg/L	
	4	-	7,0 mg/L	

Fonte: Elaborado pelo autor.

A recirculação do efluente no interior da câmara de vácuo foi garantida com o auxílio de uma bomba submersa marca Boyo® SP-500, com uma capacidade de vazão de 150 L/h. A aeração, necessária no teste nº3, foi proporcionada através de um conjunto de bomba, compressor e pedra porosa. Para o aumento da temperatura (teste nº 4) foi necessário posicionar a câmara de vácuo no interior do recipiente de banho-maria digital. Após ajustada a temperatura desejada de 40°C, aguardou-se

até que o efluente no interior da câmara atingisse a mesma temperatura para então iniciar a aplicação do vácuo. Para os testes preliminares, o ajuste do pH foi realizado com a adição de gotas de hidróxido de sódio (NaOH) 6N até que as amostras atingissem o pH superior a 9,5.

Com base nos dados iniciais coletados nos testes preliminares, constatou-se que na situação em que houve a movimentação do efluente no interior da câmara de vácuo e na situação em que ocorreu a elevação do pH, os percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal foram superiores comparados com os demais, de 8,83% e 13,99%, respectivamente. Tais valores eram esperados, uma vez que a alteração do pH tende a favorecer à volatilização da amônia (JORDÃO; PESSÔA, 2017). No teste em que houve a aplicação de aeração não houve reduções nos níveis de nitrogênio amoniacal. No teste nº 1 (somente a aplicação do vácuo em temperatura ambiente) e teste nº 4 (aplicação do vácuo a uma temperatura de 40°C) as reduções foram de 6,13% e 4,11%, respectivamente.